

INSTITUTO PÚBLICO
DE INVESTIGACIÓN DE
ACUICULTURA Y PESCA



EVALUACION DEL STOCK DE RECURSOS PELAGICOS PEQUEÑOS DEL ECUADOR 2023.

Dr. Cristian M. Canales

Mg. Viviana Jurado

Mayo, 2024

Canales C. M., V. Jurado, 2024. Evaluación del stock de recursos pelágicos pequeños del Ecuador 2023. Informe Técnico IPIAP. Guayaquil, mayo 2024. 150p.

Índice

1. RESUMEN	5
2. ANTECEDENTES	8
2.1. Pesquería.....	8
2.2. Condiciones ambientales y pesquería.....	10
3. EVALUACIÓN DE STOCK	12
3.1 Unidades poblacionales	12
3.2 Datos e información.....	13
a) Estadísticas de desembarques	13
b) Información biológico-pesquera.....	14
c) Índices de abundancia relativa.....	14
d) Estimaciones Hidroacústicas	15
e) Parámetros Biológicos.....	16
3.3 Modelo de Evaluación de Stock	18
- Condiciones iniciales.....	18
- Reclutamientos	18
- Capturas	18
- Selectividad y mortalidad por pesca.....	20
- Peso estadístico de la información.....	21
- Puntos Biológicos de Referencia y Potencial Reproductivo dinámico	21
3.4 Análisis de Sensibilidad.....	22
4. Resultados	24
4.1 Evaluación poblacional de Botella (<i>Auxis</i> spp)	24
4.2 Pinchagua (<i>Opisthonema</i> spp).....	43
4.3 Macarela (<i>Scomber japonicus</i>).....	63
4.4 Picudillo (<i>Decapterus macrosoma</i>)	83
4.5 Chuhueco (<i>Cetengraulis mysticetus</i>).....	102
4.6 Sardina Redonda (<i>Etrumeus acuminatus</i>)	122
5. Conclusiones	142
6. Referencias	144
Anexos	146

Anexo 1: Ecuaciones del modelo de evaluación MESTOCK.	146
Anexo 2: Análisis de varianza del modelo GLM.....	148
2.1 Botella.....	148
2.2 Chuhueco	148
2.3 Macarela.....	149
2.4 Picudillo	149
2.5 Pinchagua.....	150
2.6 Sardina Redonda.....	150
Anexo 3: Variación Actividad Reproductiva Macarela (<i>Scomber japonicus</i>).....	151

1. RESUMEN

Se realizó la evaluación de stock y el diagnóstico de pelágicos pequeños del Ecuador con información biológica pesquera actualizada al 2023. El modelo de evaluación fue mejorado considerando las recomendaciones de Cubillos y Cuevas (2023), destacándose además la incorporación de flexibilidad en modelar el patrón de disponibilidad talla-específica a los cruceros acústicos y la incorporación de una penalización al coeficiente de capturabilidad.

Los análisis realizados sobre el recurso *Botella* se caracterizaron por una inédita estimación de una ojiva de madurez sexual cuya talla de primera madurez fue calculada menor que la talla hasta ahora empleada, lo cual tuvo implicaciones en el diagnóstico del recurso. Para este recurso se determinó que la mortalidad por pesca anual se ha incrementado de manera sostenida y superado la mortalidad por pesca de referencia en algunos años de la última década. No obstante esto, el potencial reproductivo (SPR) arrojaron variaciones en torno al 42% de la biomasa adulta que habría existido sin pesca. La evaluación poblacional determinó una estimación de biomasa adulta de 74 mil toneladas, esto es un 7% por sobre la biomasa de referencia, y niveles de mortalidad por pesca por debajo de la mortalidad por pesca de referencia. Se estimaron riesgos moderados de sobrepesca y sobreexplotación del 32% y 37% respectivamente.

Por su parte en *Pinchagua*, la evaluación mostró que este recurso ha tenido dos grandes períodos de productividad; uno alto antes de 1998, y otro de baja productividad que se mantiene hasta el año más reciente. No obstante esto, la mortalidad por pesca anual se estima que ha variado por debajo de la mortalidad por pesca de referencia, permitiendo que la población no haya tenido episodios notables de sobreexplotación. Se estima que la población adulta ha oscilado en torno a la biomasa de referencia, y además una tendencia leve de incremento general durante la última década. La biomasa adulta fue estimada en torno a las 86 mil toneladas, y equivalen al 49% de la biomasa virginal y un 23% por sobre la biomasa objetivo. La mortalidad por pesca se estima un 82% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia Frms, con lo cual se concluyó que prácticamente no existen riesgos de sobrepesca ni de sobreexplotación para este recurso.

Al igual que pinchagua, la *Macarela* ha mostrado dos grandes períodos de cambios de régimen en los reclutamientos; uno de mayor productividad hasta el año 1995, y otro de anomalías negativas que se mantiene hasta el año más reciente. En general se estimaron algunos episodios de sobrepesca en su historia, y que los principales cambios en la población han estado determinados por grandes fluctuaciones del reclutamiento. Se estimó que desde el 2005 la biomasa adulta ha variado en torno al valor de referencia y una ligera tendencia a la disminución. El SPR cayó al 40% de la biomasa que habría existido sin pesca, mientras que recién en los dos años más recientes, la población adulta habría caído por debajo del valor de biomasa de referencia. De este modo, la biomasa adulta estimada en 352 mil toneladas equivale al 38% de la biomasa virginal, aunque la mortalidad por pesca se estima un 64% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia. En base a lo anterior y considerando las medidas de incertidumbre, se estima que si bien no existen los riesgos de sobrepesca, el riesgo de sobreexplotación llega al 61%.

Por otro lado, la evaluación de *Picudillo* mostró que el reclutamiento ha tenido alternancia cíclica, lo cual ha sido determinante en la variabilidad registrada en las estimaciones de biomasa y mortalidad por pesca. Se estimó que la biomasa adulta ha variado por sobre biomasa de referencia mientras el SPR se aproxima a valores en torno al 60% de la biomasa adulta que habría existido sin pesca. Se estimó una biomasa de 52 mil toneladas equivalentes al 87% de la biomasa virginal, y niveles de mortalidad por pesca un 19% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia. De acuerdo con esto, se concluyó que los riesgos de sobrepesca y sobreexplotación corresponden al 3% y 18% respectivamente.

Del mismo modo, la evaluación de *Chuhueco* mostró reclutamientos erráticos sin cambios de productividad o períodos de anomalías negativas/positivas. La pesquería se ha caracterizado por niveles de mortalidad por pesca que desde el 2002 ha variado por debajo de la mortalidad por pesca de referencia, determinado que las estimaciones poblacionales hayan variado siempre por sobre la biomasa de referencia. De hecho, el SPR mostró niveles en torno al 90% de la biomasa adulta que habría existido sin pesca. La biomasa adulta estimada cercana a las 87 mil toneladas se estiman equivalentes al 90% de la biomasa virginal, mientras que los bajos niveles de mortalidad por pesca se ubicarían un 88% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia Frms. De acuerdo con estos resultados y los valores de referencia, se concluyó tampoco existen riesgos de sobrepesca y sobreexplotación.

Para la *Sardina redonda*, los análisis mostraron que hasta 1995 se habría registrado un régimen de alta productividad, seguido de anomalías negativas de los reclutamientos que se mantendrían hasta el año más reciente. Esta variabilidad explicaría que la mortalidad por pesca haya tenido episodios de sobrepesca antes de 1995, y entre los años 2014-2017. Se estimó que la biomasa adulta ha variado siempre por sobre la biomasa de referencia con variaciones del SPR en torno al 77%. De este modo, la biomasa adulta estimada en 19 mil toneladas equivaldría al 64% de la biomasa virginal y a un 40% por sobre la biomasa objetivo. Del mismo modo, los niveles de mortalidad por pesca promedio se estimaron un 90% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia, con lo cual se concluyó que no existen riesgos de sobrepesca y sobreexplotación para este recurso.

Finalmente, un resumen del estado de condición muestra que en promedio y para las seis especies analizadas, el indicador de estatus B/B_{RMS} ha incrementado de manera sostenida, llegando a un valor 1.51 superior al objetivo ($B/B_{RMS}=1.0$), en tanto la razón de mortalidad por pesca F/F_{RMS} muestra que la pesquería no presenta evidencias de sobrepesca en ninguna de las especies analizadas ($F/F_{RMS}=0.45$). De manera particular, cabe mencionar que macarela ha mantenido su condición ligeramente por debajo del objetivo de manejo ($B/B_{RMS}<1$) mientras que por otro lado, se destacan los incrementos en la condición de Botella, Picudillo y Chuhueco, estas últimas con valores B/B_{RMS} por sobre el doble del objetivo de manejo (**Tabla A**).

Tabla A. Cuadro comparativo de los indicadores de diagnóstico de los stocks de pelágicos pequeños del Ecuador 2017-2023.

Recurso								
Año	Razón	Botella	Macarela	Picudillo	Chuhueco	Sardina	Pinchagua	Promedio
2017	B/B _{RMS}	0.28	0.58	0.15	0.43	0.08	0.80	0.38
	F/F _{RMS}	4.25	1.84	0.20	0.56	0.07	1.57	1.42
2019	B/B _{RMS}	1.15	0.73	0.35	0.35	0.68	1.03	0.71
	F/F _{RMS}	0.69	0.24	0.76	0.95	0.67	0.38	0.62
2020	B/B _{RMS}	0.95	0.78	0.23	1.38	0.58	1.10	0.83
	F/F _{RMS}	2.04	1.03	2.45	0.14	0.27	0.16	1.02
2021	B/B _{rms}	0.99	0.91	0.88	1.28	0.98	0.98	1.00
	F/F _{RMS}	1.10	1.22	0.45	0.31	0.27	0.35	0.62
2022	B/B _{RMS}	0.34	0.91	1.14	1.31	1.90	1.27	1.15
	F/F _{RMS}	3.82	1.17	0.25	0.46	0.44	0.31	1.08
2023	B/B _{RMS}	1.07	0.94	2.19	2.38	1.40	1.23	1.51
	F/F _{RMS}	0.90	0.36	0.81	0.12	0.15	0.18	0.45

2. ANTECEDENTES

2.1. Pesquería

La pesca en Ecuador representa uno de los aportes más significativos de la producción nacional, que comprende el consumo interno a través de la oferta de productos pesqueros y contribución a las exportaciones del país. El desarrollo de esta actividad se fundamenta en la variedad y disponibilidad de recursos existentes, como resultado de las condiciones de los ecosistemas donde habitan, como la incidencia periódica de la Corriente fría de Humboldt proveniente del sur, caracterizada por aguas muy fértiles, y las aguas cálidas de la Corriente de Panamá (Jurado y Peralta, 2014). A lo largo de la costa ecuatoriana se distribuyen Peces Pelágicos Pequeños (PPP) de gran interés comercial como macarela (*Scomber japonicus*), pinchagua (*Opisthonema* spp.), chuhueco (*Cetengraulis mysticetus*), botella (*Auxis* spp.), sardina redonda (*Etrumeus teres*) y picudillo (*Decapterus macrosoma*). Además de estas, otras especies demersales o epipelágicas suelen ser parte de la fauna acompañante de pequeños pelágicos como son trompeta (*Fistularia corneta*) y corbata (*Trichiurus lepturus*).

La historia de las pesquerías de pequeños pelágicos se remonta hacia fines de los años 70. En el desarrollo de estas actividades, las especies más representadas han sido la macarela, pinchagua, sardina redonda y chuhueco. A partir de 1998 la especie botella adquirió relativa mayor importancia, mientras que a partir de 2004 se evidenció un redireccionamiento del esfuerzo de pesca a otras especies como picudillo, corbata, trompeta y roncadador. En el desarrollo de esta pesquería se destacan tres períodos principales; el primero comprendido entre 1980-1990 con capturas totales que en promedio superaron las 600 mil toneladas, el segundo entre 1991-2010 con capturas en promedio no mayor a 160 mil toneladas, y el período más reciente de aparente recuperación con un promedio de 230 mil toneladas no obstante la notable disminución de los tres años más recientes (**Figura 1**).

La flota pesquera está compuesta por buques cerqueros de diversas características y tonelaje. Las embarcaciones más pequeñas, las que su mayoría son de casco de madera y poca mecanización, realizan las descargas en las playas y/o facilidades pesqueras asentadas en los diferentes puertos pesqueros a lo largo de la costa ecuatoriana. El producto, dependiendo de la especie, es destinado principalmente a la elaboración de harina de pescado, seguido de enlatados y el consumo humano directo (fresco – congelado). Existen también otras actividades artesanales como el chinchorro de playa, las que operan desde la Provincia de Esmeraldas hasta la provincia de El Oro. Existen más de 19 puertos pesqueros de desembarque de peces pelágicos pequeños, localizados en las provincias de Esmeraldas (3), Manabí (8), Santa Elena (6), Guayas (1), y El Oro (1). Mientras el tamaño de la flota de clase II-III-IV se ha mantenido más o menos constante durante los últimos 10 años, la flota de embarcaciones más pequeñas (Clase I) se ha triplicado sin un mayor control del esfuerzo. En esta última situación se encuentran también las embarcaciones de menor escala denominadas “risos” (**Figura 2**).

No obstante, lo anterior, el esfuerzo pesquero medido en el número de días operativos que ha venido ejerciendo la flota ha variado desde el 2017, donde las embarcaciones sólo paraban sus

operaciones por veda de reproducción. A partir del 2018 se implementó la “veda por clara”¹, por lo cual la flota durante ese año paró 77 días, mientras que para el 2020 por motivos de la pandemia provocada por COVID-19, más los periodos de veda reproductiva y “veda por claras”, las actividades pesqueras cesaron en poco más del doble (147 días).

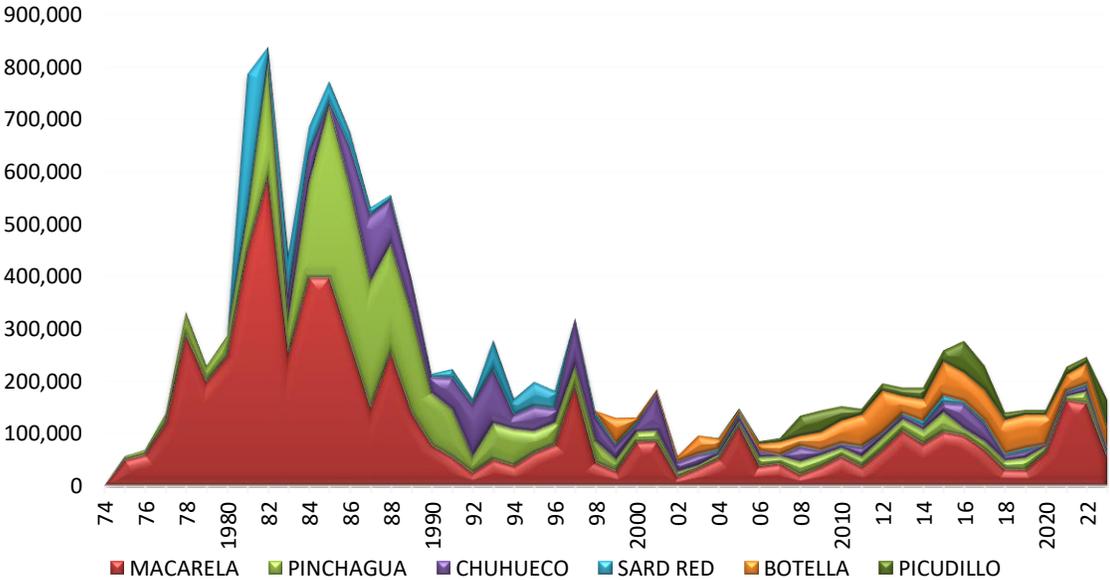


Figura 1. Desembarques de pelágicos pequeños principales del Ecuador durante 1975-2023 (Fuente: IPIAP).

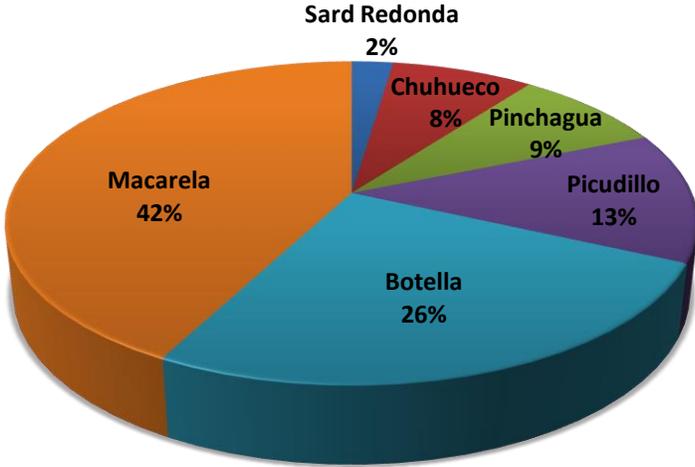


Figura 2. Porcentaje de desembarques 2015-2023 de los principales recursos de pelágicos pequeños de Ecuador.

¹ Menor disponibilidad debido al estado lunar de luna llena

2.2. Condiciones ambientales y pesquería

La oceanografía del Océano Pacífico Tropical Oriental, tiene por rasgo más importante el ciclo anual (estacional) de la TSM, la variabilidad de El Niño (interanual), así como procesos interdecadales (PDO – Oscilación Decadal del Pacífico) (Cornejo, 2007). El último período cálido fue de 1977 a 1999, mientras que el presente periodo frío iniciado en el 2000 se prolongaría hasta el 2025/2030 (Ormaza-González et al., 2016). Durante los eventos como El Niño los recursos pesqueros se ven afectados negativamente, alterando sus patrones de distribución, biomasa, tamaño, reclutamiento, así como también el incremento en el nivel medio del mar; mientras que en el caso del evento de La Niña, los impactos son positivos (Cornejo, 2007; Jiménez, 2008 y Cahuin et al., 2013). Un ejemplo de esto es que el aumento de la TSM suele ocasionar la menor disponibilidad de la especie *Scomber japonicus* (macarela) en la pesquería.

La evolución de la TSM de la zona 1+2 (frente a Ecuador) muestra que en los últimos cinco años (2018-2022) han predominado condiciones frías (**Figura 3**), y coincide en general con la tendencia a la baja en las anomalías positivas que presentaron los desembarques en el mismo período (**Figura 4**). Consecuentemente con esto, para los años más recientes la tendencia de estos ha sido la disminución, excepto en el caso de macarela cuya variación incremental 2021-2022 fue más del doble, para decaer en el último año producto posiblemente por la presencia del fenómeno de El Niño en aguas ecuatorianas.

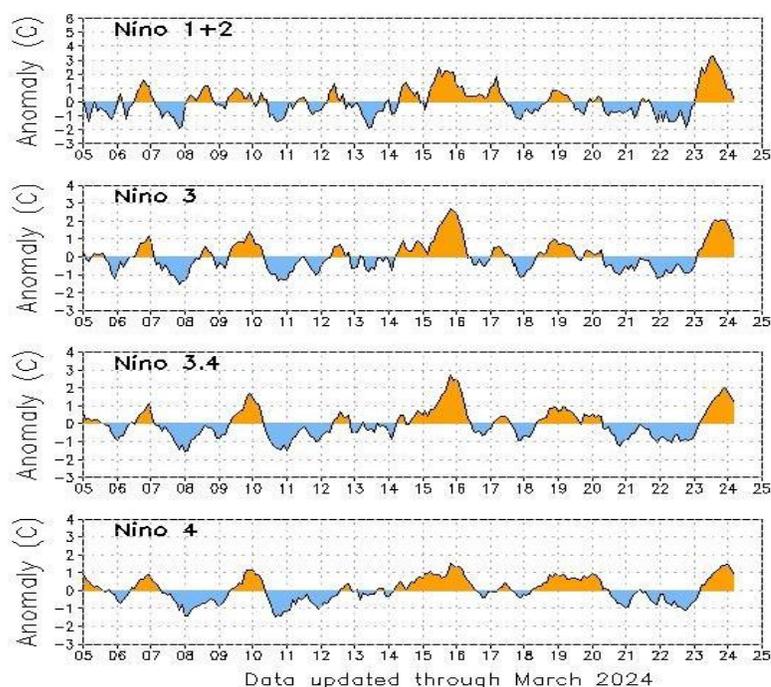


Figura 3. Anomalías mensuales de Temperatura Superficial del Mar (TSM) en las diferentes regiones del Pacífico Sur Occidental (Fuente: <https://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/>)

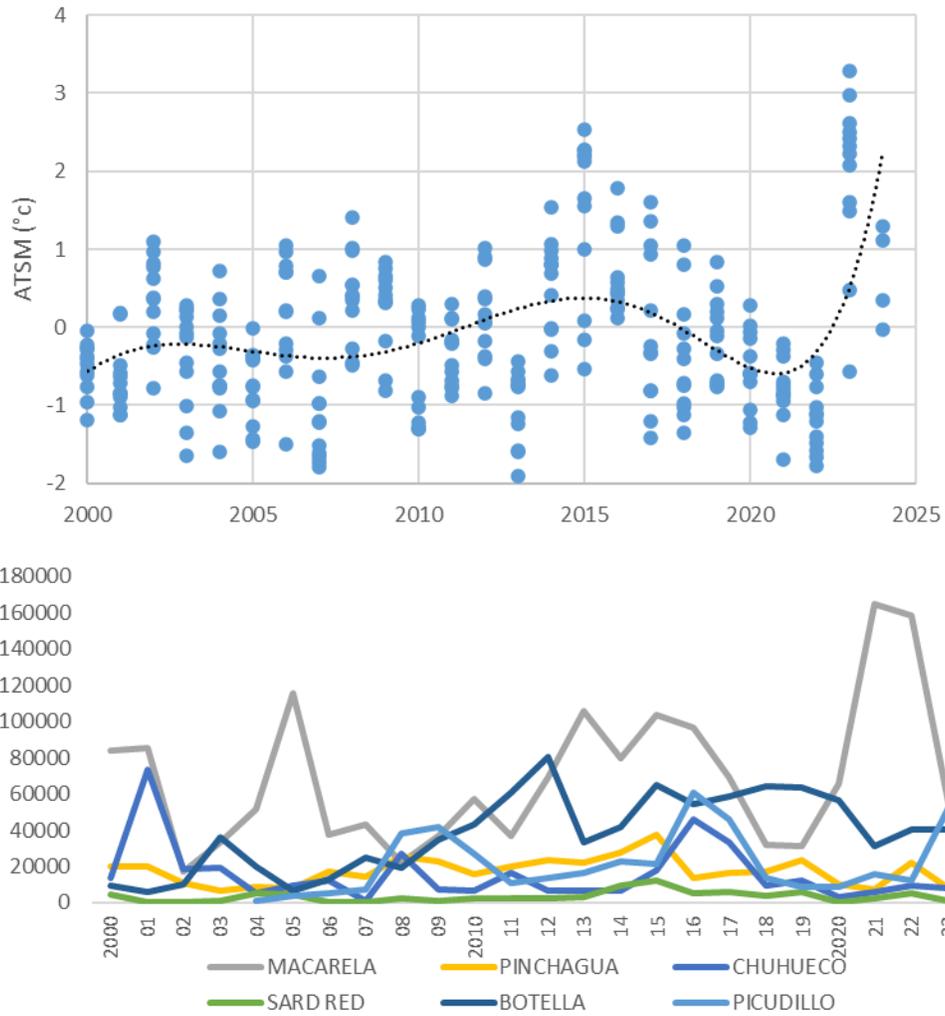


Figura 4. Anomalías anuales de desembarques de pelágicos pequeños del Ecuador 2000-2023. La línea negra corresponde a la tendencia polinómica.

3. EVALUACIÓN DE STOCK

La evaluación de stock es la base de todo procedimiento de manejo moderno, el cual permite integrar la información recolectada en el proceso de seguimiento de cualquier pesquería con el fin de generar estimaciones sobre el estado/magnitud de las poblaciones explotadas. Las estimaciones son funcionales para toda regla de control de la mortalidad por pesca y funcionales a los objetivos de manejo de una pesquería.

En este sentido, la pesquería de peces pelágicos pequeños del Ecuador dispone de importantes volúmenes de datos e información, y con la finalidad de proveer estimaciones poblacionales para fines de diagnóstico, se analizaron las series de datos de muestreos biológicos, composiciones de tallas, índices de abundancia, desembarques, cruceros acústicos y parámetros biológicos de los recursos pelágicos pequeños del Ecuador. Los análisis son realizados en base a modelos de estimación y sus resultados son discutidos respecto de distintas hipótesis y Puntos Biológicos de Referencia.

3.1 Unidades poblacionales

No existen estudios sobre los límites de unidades poblacionales de estos recursos en aguas ecuatorianas. No obstante, se han identificado dos ecorregiones ambientales frente a las costas ecuatorianas, de las que destaca la zona del Golfo de Guayaquil, en la cual se concentra la pesquería de pequeños pelágicos. Esta pesquería se desarrolla principalmente desde Manta hasta el límite sur de la Zona Económica Exclusiva (ZEE) ecuatoriana, zona caracterizada por niveles de salinidad superficial próximos a 20 psu y temperaturas en torno a 35 °C (**Figura 5**). La relación entre las condiciones ambientales promedio de la ecorregión de Guayaquil y la distribución de la pesquería, hacen suponer la existencia de unidades poblacionales cerradas desde la zona de Manta hacia el sur, las que a su vez estarían muy relacionadas con las descargas del río Guayas, cuya zona de influencia determinaría la extensión de estas unidades hacia el límite sur con el Perú.

Sin perjuicio de esta hipótesis y a falta de mayor conocimiento, se supuso que la flota es capaz de distribuirse casi por completo sobre unidades poblacionales cerradas, lo cual significa entre otros, que las variaciones poblacionales debido a flujos migratorios son mínimas. En estas condiciones se supone que tanto las fallas de reclutamientos como la presión pesquera son los principales responsables de las variaciones en la biomasa desovante. El reclutamiento es un proceso aleatorio difícil de vincular con el stock progenitor, mientras la biomasa desovante/adulta se encuentra permanentemente alterada por la captura de los individuos más grandes, pudiendo este efecto generar la disminución poblacional.

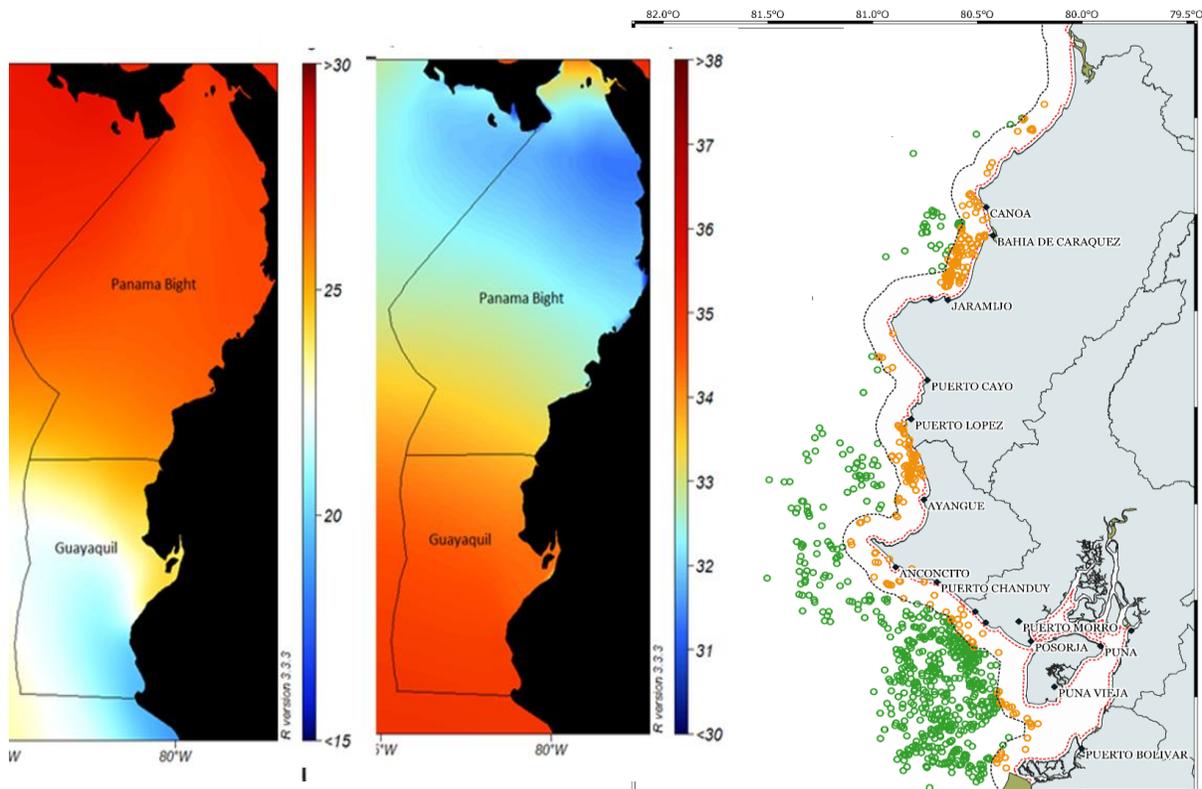


Figura 5. Derecha: Ecoregiones marinas de Ecuador (Spalding et al., 2007): temperatura Superficial del Mar ($^{\circ}\text{C}$) (izquierda) y salinidad superficial (UPS). Izquierda: Distribución espacial de las pesquerías de pequeños pelágicos del Ecuador (Fuente: Jurado et al., 2019).

3.2 Datos e información

a) Estadísticas de desembarques

Los datos de desembarque corresponden al periodo 1975-2023. Para la década de los 80, los datos fueron obtenidos del proceso de validación y recálculo de datos de captura informados por Fuentes (1989), Patterson et al., (1990) y Patterson y Santos (1990). A partir de los 90 y hasta el 2022, se emplearon las capturas registradas en la base de datos de desembarque de fábricas, generadas a partir de los reportes diarios de pesca de las diferentes empresas procesadoras, así como también la base datos de muestreo mensuales de campo. Adicionalmente, a partir de 2016 se incorporó información de la base de datos de pesca del Programa de Observadores de la flota cerquera sardinera. La información de esfuerzo de pesca corresponde al número de zarpes o arribos (viajes totales) emitidos por la capitanía de puerto, así como también del registro del Centro de Monitoreo Satelital de la SRP. En el período más reciente y junto con el incremento del esfuerzo de pesca de embarcaciones artesanales (risos), las estadísticas de desembarques han estado sujetas a una importante fuente de incertidumbre.

b) Información biológico-pesquera

La información analizada corresponde al seguimiento de la pesquería de Peces Pelágicos Pequeños durante el periodo comprendido entre 1982 – 2022. El levantamiento de información se ha generado por personal técnico del IPIAP en los principales puertos de arribo de la flota, tanto en el desembarque en playa como en las tolvas de las diferentes empresas pesqueras. En estos lugares se realizaron entrevistas a capitanes para obtener información referente a zonas de pesca, captura total, proporción de especies, destino de la pesca, número lances, condiciones ambientales, etc. Complementariamente, a partir de 2016 se obtienen datos de observadores a bordo de la flota de PPP en todas las clases de embarcaciones con énfasis en las clases I y II. Las especies con mayor tamaño de muestra promedio han sido la pinchagua, macarela y botella, con más de 54 mil individuos medidos durante el periodo 2017-2023 (**Figura 6**).

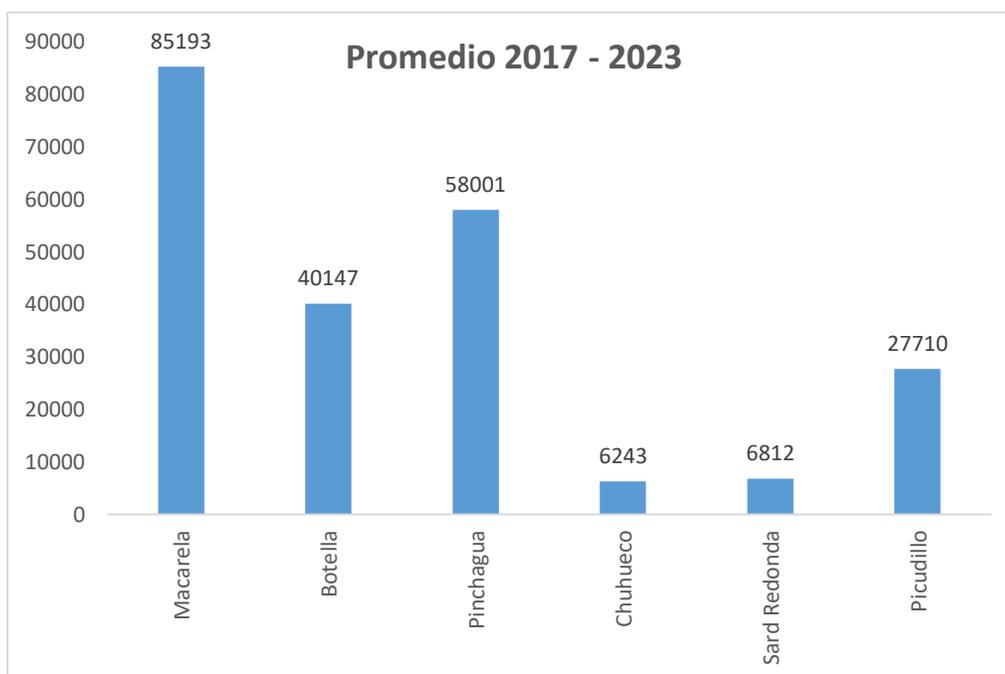


Figura 6. Promedio anual del número de individuos medidos de las especies de pelágicos pequeños del Ecuador actualizados al 2023.

c) Índices de abundancia relativa

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es una medida de abundancia relativa pero está influenciada por diferentes factores, incluyendo variaciones espaciales y temporales de la biomasa, cambios en la eficiencia de las embarcaciones, así como también por factores ambientales (Hinton & Nakano, 1996). Desde este punto de vista, los datos de captura y esfuerzo provenientes del seguimiento de la actividad comercial proveen una poderosa fuente de información de los cambios en los patrones de la biomasa de un stock, siempre que las

variaciones de las tasas de captura asociadas a la eficiencia de la flota sean removidas adecuadamente desde las observaciones (Punt et al., 2000).

La separación de los diferentes factores que influyen las tasas de captura se llevó a cabo mediante la estandarización de éstas. El enfoque empleado para esto fueron Modelos Lineales Generalizados con Efectos Mixtos (Galecki, A. & Burzykowski, T, 2013), como parte de la mejora realizada a partir de recomendaciones dada por Cubillos y Cuevas (2022), el cual consiste en aislar los factores que determinan la variabilidad de las tasas de captura (o rendimientos de pesca) de manera que se concentra el análisis en los efectos fijos por separado de los efectos aleatorios. Se analizó la información histórica disponible de las distintas clases de barcos a nivel de viajes. El logaritmo de la captura (o captura por viaje) fue modelado en términos de un predictor lineal compuesto por dos efectos fijos: año (A), zona (Z), y como efecto aleatorio el factor buque (B). Se consideraron 3 Zonas: al norte de Manta, de Manta a la Puntilla y de la Puntilla al sur.

$$\log CPUE_{t,j,k,l} = \mu + A_t + Z_j + B_k + \varepsilon_{i,j,k,l}$$

y el índice de abundancia anual fue estimado como $I_t = e^{\mu + A_t}$

d) Estimaciones Hidroacústicas

Se dispone de información de 9 años de cruceros realizados entre 1991 y el 2020, 2022. Estos cruceros han sido realizados a lo largo de la costa ecuatoriana y segregados en 5 zonas de análisis: Zona A: desde la frontera hasta el Golfo de Guayaquil 3°23' hasta 2°30' Sur; Zona B: a partir del Golfo de Guayaquil hasta Salango 2°30' a 1°30' Sur; Zona C: desde Salango hasta Bahía de Caráquez 1°30' hasta 0°30' Sur; Zona D: desde Bahía de Caráquez hasta pedernales 0°30' Sur hasta 0°10' Norte, y Zona E: desde pedernales hasta frontera Colombia 0°10' Norte hasta 1°10' Norte. Si bien estos cruceros no siempre han sido realizados en el mismo lugar y período del año, en algunos casos son considerados como índices de abundancia para fines de evaluación de stock (**Figura 7**).

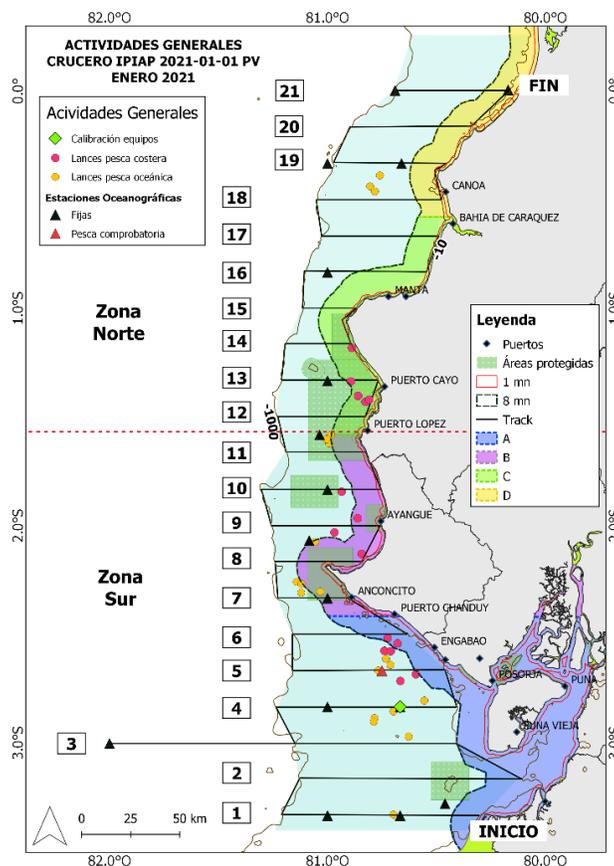


Figura 7. Área de estudio y actividades de investigación durante el crucero IPIAP 2021-01-01 PV, enero 2021 (Fuente: Romero et al., 2021)

e) Parámetros Biológicos

Los parámetros de historia de vida de las especies en estudio fueron obtenidos mediante la revisión bibliográfica especializada, juicio experto, así como el uso de diversos estimadores bio-analógicos, recálculos, ecuaciones empíricas y cálculos de invariantes propuestas por Beverton y Holt (1956); Froese & Binohlan (2000); Beddington & Kirkwood (2005); Froese & Pauly (2019). Esto permitió generar una relación de los parámetros biológicos de 4 especies analizadas (chuhueco, sardina redonda, pinchagua y botella) compuestos por los parámetros de crecimiento (L_{∞} y k), longevidad, parámetros de la relación talla-peso ($\log. a$ y b), madurez (L_{50ms} y mes de desove) y talla crítica (L^*). Esta última talla corresponde a la talla en la cual se aprovecharía la máxima productividad en peso de una cohorte (**Tabla 1**). En algunos casos estos parámetros fueron propuestos en base a opinión experta de los investigadores o en base a meta-análisis de especies similares. Como parte de las mejoras al modelo de evaluación, Canales y Jurado (2022) revisan las estimaciones de los parámetros de crecimiento para las especies macarela y picudillo en base al análisis de componentes modales de un modelo de crecimiento en tallas (MCCT1) (Canales y Arana, 2009), para el caso particular de botella los nuevos parámetros biológicos fueron tomados de Canales y Jurado (2024), mientras que la

actualización de la época de actividad reproductiva ($dt_{desove} = 0.08$) de la macarela se detalla en el **Anexo 3**.

Tabla 1. Parámetros biológicos de las principales especies pelágicas pequeñas del Ecuador. $T_{máx}$ es la longevidad estimada, L_{50ms} es la talla de madurez y L^* la talla crítica (Fuente: Canales et al., 2019).

Especie	L _{oo} (cm)	k	M (año ⁻¹)	log_a	b	L _{50ms} (cm)	Mes desove	dt desove	L* (cm)
Botella (c)	38.00	0.30	0.60	-4.69	3.1 5	24.00	Feb	0.08	23.24
Chuhueco (b)	22.10	0.43	0.80	-5.65	3.4 0	14.70	Ago-Oct	0.75	14.28
Macarela (d)	37.29	0.22	0.50	-12.38	3.2 1	25.00	Ene	0.08	22.06
Picudillo (d)	23.38	0.62	1.20	-3.32	2.6 6	16.00	Nov	0.92	21.01
Pinchagua (a)	31.70	0.26	0.50	-3.82	2.8 5	21.00	Feb	0.17	18.93
Sardina red. (c)	29.40	0.30	0.60	-6.65	3.7 7	17.40	Nov	0.92	19.21

(a) Canales et al., (2013); Canales et al., (2014)

(b) Basado en invariantes (Beverton & Holt 1956, Beddington & Kirkwood 2005)

(c) Basada en Canales y Jurado (2024)

(d) Recalculada por Canales y Jurado (2022)

3.3 Modelo de Evaluación de Stock

Los datos de composiciones de tallas, desembarques, cruceros acústicos y CPUE fueron analizados a través de un modelo estadístico integrado de captura a la edad con datos en tallas MESTOCK (Canales et al., 2014). Este modelo está implementado en ADMB y puede ser descargado desde <https://github.com/criscan/mestockt>. La dinámica poblacional es modelada en edades en escala anual, y se utilizan las composiciones de tallas de las capturas como observaciones. El modelo supone un stock cerrado en el cual el reclutamiento es el resultado del “desove” ocurrido dentro de la misma área de distribución de la especie analizada, pero la sobrevivencia de larvas es determinada principalmente por cuestiones ambientales. Se supone que el reclutamiento ocurre a inicios de cada año distribuido sobre cierto rango de tallas siguiendo una distribución de probabilidad normal cuya media es la talla del reclutamiento (L_0) estimada. Se consideran funciones de verosimilitud como expresión del error de observación, así como distribuciones a priori o penalizaciones de algunos parámetros de interés (**Tabla 2**). Los detalles se entregan en **Anexo 1**.

- Condiciones iniciales

El modelo se inicia en los años donde la pesquería en general era incipiente y por ende supone al primer año de la evaluación una condición virginal y en equilibrio en torno al reclutamiento medio de largo plazo. Esto significa que solo la mortalidad natural es el factor que explica la disminución de la cohorte.

- Reclutamientos

Los reclutamientos anuales corresponden al grupo de individuos de una misma edad, comienzan a ser explotados próximo a la talla legal de capturas. Estas son variables aleatorias tomadas desde una relación stock/recluta (S/R) tipo Beverton & Holt con error de proceso. Estos desvíos responden a un proceso multiplicativo que en escala logarítmica son representados por una distribución normal con media 0 y desviación \sqrt{R} . En términos prácticos, esto significa que pudiendo existir vínculo entre desovantes y reclutas, esta relación está perturbada por procesos aleatorios ligados a cuestiones ambientales. En todos los casos analizados los modelos supusieron condiciones virginales al inicio de la serie de datos y pendiente de la relación S/R de Beverton y Holt en $h=1$. Se supuso este valor considerando la independencia entre las fluctuaciones de la biomasa desovante y los reclutamientos, respecto de la mayor afinidad con la variación ambiental.

- Capturas

Las capturas son supuestas con muy bajo nivel de error y supone que representan de manera fidedignas las reales remociones que se realizan en la pesquería. Como medida de error, a estas se les asigna un coeficiente de variación del 5%.

Tabla 2. Distribuciones *a priori* de parámetros biológico-pesqueros empleados en los modelos de evaluación de las poblaciones de pelágicos pequeños. Las escalas de k y M son anual. L_{50ms} es la talla al 50% de madurez actualizada para este reporte.

Parámetro	Botella	Macarela	Pinchagua	Picudillo	Chuhueco	S. Redonda
Desviación reclut. δ_R	$\sim N(0, \sigma_R = 0.6)$	$\sim N(0, \sigma_R = 0.6)$	$\sim N(0, \sigma_R = 0.6)$			
$\log(R_0)$	$\sim U(0, +\infty)$	$\sim U(0, +\infty)$	$\sim U(0, +\infty)$	$\sim U(0, +\infty)$	$\sim U(0, +\infty)$	$\sim U(0, +\infty)$
Loo	$\sim N(\log(38), cv_{Loo} = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(37.2), cv_{Loo} = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(31.7), cv_{Loo} = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(23.38), cv_{Loo} = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(22.10), cv_{Loo} = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(29.4), cv_{Loo} = 0.1)$ (fija)
k	$\sim N(\log(0.3), cv_k = 0.1)$	$\sim N(\log(0.22), cv_k = 0.1)$	$\sim N(\log(0.26), cv_k = 0.1)$	$\sim N(\log(0.62), cv_k = 0.1)$	$\sim N(\log(0.43), cv_k = 0.1)$	$\sim N(\log(0.3), cv_k = 0.1)$
Lo	$\sim N(\log(17), cv_{Lo} = 0.2)$	$\sim N(\log(12.19), cv_{Lo} = 0.2)$	$\sim N(\log(15.16), cv_{Lo} = 0.1)$	$\sim N(\log(13.02), cv_{Lo} = 0.1)$	$\sim N(\log(10.38), cv_{Lo} = 0.1)$	$\sim N(\log(14.5), cv_{Lo} = 0.1)$
alfa	$\sim N(\log(2.0), cv_{alfa} = 0.3)$	$\sim N(\log(1.30), cv_{alfa} = 0.1)$	$\sim N(\log(2.0), cv_{alfa} = 0.2)$	$\sim N(\log(1.5), cv_{alfa} = 0.1)$	$\sim N(\log(2.0), cv_{alfa} = 0.3)$	$\sim N(\log(1.0), cv_{alfa} = 0.1)$
beta	$\sim N(\log(0.0), cv_{beta} = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(0.0), cv_{beta} = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(0.0), cv_{beta} = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(0.0), cv_{beta} = 0.2)$ (fija)	$\sim N(\log(0.0), cv_{beta} = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(0.0), cv_{beta} = 0.1)$ (fija)
M	$\sim N(\log(0.6), cv_M = 0.2)$ (fija)	$\sim N(\log(0.5), cv_M = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(0.5), cv_M = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(1.2), cv_M = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(0.8), cv_M = 0.2)$ (fija)	$\sim N(\log(0.6), cv_M = 0.3)$ (fija)
Steepness h	$\sim N(\log(1.0), cv_h = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(1.0), cv_h = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(1.0), cv_h = 0.1)$ (fija)			
b- <i>cpue</i>	$\sim N(\log(1.0), cv_b = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(1.0), cv_b = 0.1)$ (fija)	$\sim N(\log(1.0), cv_b = 0.1)$ (fija)			
q-crucero	$\sim N(\log(1.0), cv_q = 0.2)$	$\sim N(\log(1.0), cv_q = 0.2)$	$\sim N(\log(1.0), cv_q = 0.2)$	$\sim N(\log(1.0), cv_q = 0.5)$	$\sim N(\log(1.0), cv_q = 0.2)$	$\sim N(\log(1.0), cv_q = 10.2)$
L50 flota	$\sim N(\log(25), cv_{L50f} = 0.5)$	$\sim N(\log(20), cv_{L50f} = 0.5)$	$\sim N(\log(20), cv_{L50f} = 0.5)$	$\sim N(\log(16), cv_{L50f} = 0.1)$	$\sim N(\log(15), cv_{L50f} = 0.5)$	$\sim N(\log(20), cv_{L50f} = 0.5)$
s1 flota	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1f} = 0.5)$	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1f} = 0.5)$	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1f} = 0.5)$	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1f} = 0.1)$	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1f} = 0.5)$	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1f} = 0.5)$
s2 flota	$\sim N(\log(300), cv_{s2f} = 300)$ (fija)	$\sim N(\log(1000), cv_{s2f} = 10)$ (fija)	$\sim N(\log(10000), cv_{s2f} = 10)$ (fija)	$\sim N(\log(1000), cv_{s2f} = 100)$ (fija)	$\sim N(\log(300), cv_{s2f} = 0.2)$ (fija)	$\sim N(\log(300), cv_{s2f} = 0.2)$ (fija)
L50 crucero	$\sim N(\log(25), cv_{L50c} = 0.5)$	$\sim N(\log(20), cv_{L50c} = 0.5)$	$\sim N(\log(25), cv_{L50c} = 0.5)$	$\sim N(\log(16), cv_{L50c} = 0.5)$	$\sim N(\log(15), cv_{L50c} = 0.5)$	$\sim N(\log(20), cv_{L50c} = 0.5)$
s1 crucero	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1c} = 0.5)$	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1c} = 0.5)$	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1c} = 0.5)$	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1c} = 0.1)$	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1c} = 0.5)$	$\sim N(\log(2.5), cv_{s1c} = 0.5)$
s2 crucero	$\sim N(\log(300), cv_{s2c} = 300)$ (fija)	$\sim N(\log(10000), cv_{s2c} = 10)$ (fija)	$\sim N(\log(10000), cv_{s2c} = 10)$ (fija)	$\sim N(\log(1000), cv_{s2c} = 10)$ (fija)	$\sim N(\log(300), cv_{s2c} = 0.2)$ (fija)	$\sim N(\log(300), cv_{s2c} = 0.2)$ (fija)
L50ms	24 (promedio 2017-2023)	23	21	16	14	17.5
L95ms	26 (promedio 2017-2023)	25	26	17	17.5	20.5
Log aw	-4.69*	-5.38	-3.83	-4.69*	-5.65	-6.65
Log bw	3.15*	3.22	2.85	3.15*	3.0	3.00

- **Selectividad y mortalidad por pesca**

En el modelo de evaluación la selectividad es supuesta en forma logística respecto de la edad/talla, lo que significa que a partir de cierta edad/talla todos los individuos tienen la misma probabilidad de ser capturados. La mortalidad por pesca es diferente según la edad/talla del pez, y se distribuye siguiendo la curva de selectividad antes descrita. Dependiendo del escenario, la selectividad se supuso variable en bloques de años. Los cambios de selectividad fueron considerados a partir de la observación de los residuales entre la talla promedio observada y la estimada en un modelo-escenario sin bloques de selectividad (**Tabla 3**). Cabe señalar que dado el alto nivel de correlación existente en/entre las composiciones de tallas anuales sugiere se consideren cambios interanuales en la selectividad y/o disminución del tamaño de muestra efectivo (Francis, 2011). Los cambios en selectividad o disponibilidad talla-específica también fueron considerados para los cruceros. Adicional el modelo supuso cambios en capturabilidad de la flota.

Tabla 3. Configuración de bloques de selectividad para los recursos evaluados por medio de modelo integrado MESTOCK

Fuente	Recurso	Años de cambios de selectividad
Pesquería	Macarela	1974, 1988, 1995, 2000, 2011, 2012, 2013, 2019
Crucero		1974 2019 2020 2022
Pesquería	Botella	1997 1999 2002 2004 2006 2008 2014 2017
Crucero		1997 2020 2022
Pesquería	Picudillo	2004, 2006
Crucero		2004 2019
Pesquería	S. Redonda	1990, 2001, 2009
Crucero		1990 2019 2020
Pesquería	Pinchagua	1974, 1983, 1988, 1996, 1998
Crucero		1974 2019 2020 2022
Pesquería	Chuhueco	1981, 2008, 2010
Crucero		1981 2019 2020 2022

- **Peso estadístico de la información**

La evaluación de stock se sustenta en el ajuste estadístico de un modelo a la información. Para tales efectos es necesario precisar el nivel de error que pudiese tener esta información conforme al supuesto de su distribución estadística, destacándose que en general los resultados son condicionales a la escala de los desembarques supuestos con mínimo error de observación. Los coeficientes de variación de los índices de abundancia fueron supuestos (a priori) y luego comparados de manera relativa respecto de la desviación estándar de los residuales en escala logarítmica (**Tabla 4**). De la misma forma, los tamaños de muestra efectivos fueron supuestos y luego comparados de manera referencial según el estimador de Gavaris & Ianelli (2002). En términos generales los índices de abundancias fueron tratados con relativa credibilidad y le fueron asignados coeficientes de variación del 20% a la CPUE y 35% a la biomasa de los cruceros.

Tabla 4. Tamaños de muestra efectivos y coeficientes de variación empleados en la evaluación de stock

Especie	Tamaños de muestra		Coef. variación	
	Flota	Cruceros	CPUE	Cruceros
Botella	30	30	0.2	0.35
Macarela	30	30	0.2	0.35
Picudillo	40	20	0.2	0.35
Chuhueco	50	30	0.2	0.35
Pinchagua	80	30	0.2	0.35
Sardina Redonda	50	30	0.2	0.35

- **Puntos Biológicos de Referencia y Potencial Reproductivo dinámico**

Las estimaciones de la biomasa desovante y la mortalidad por pesca fueron contrastadas respecto de valores de referencia. Se consideraron proxis del *Rendimiento Máximo Sostenido* (RMS) como puntos de referencia. Se consideró como Punto Biológico de Referencia objetivo dejar el escape del 40% de la biomasa virginal (B_0)= B_{RMS} , mientras el nivel de mortalidad por pesca máximo fue estimado como aquel que genera en el largo plazo el 40% de B_0 ($F_{RMS}=F_{40\%}$) (Clark, 2002). Complementariamente y como Punto de Referencia Límite (PBRL), corresponde el 50% de B_{RMS} , lo cual equivale al $Blim=20\%$ de B_0 y su respectiva mortalidad por pesca ($Flim=F_{20\%}$). El valor de la biomasa desovante fue contrastada en base a dos indicadores: la Razón de Potencial Reproductivo (SPR) dinámico el cual corresponde a la razón entre la biomasa y la biomasa virginal anual sin pesca dado el valor particular anual de reclutamiento, y otro de largo plazo, que es la razón entre la biomasa anual y la biomasa virginal B_0 estimada a partir del valor esperado R_0 de los reclutamientos. Por su lado, la mortalidad por pesca derivada de los modelos de análisis, se comparan conforme sus

referencias antes mencionadas: la mortalidad por pesca de referencia proxy al de rendimiento máximo sostenido F_{RMS} .

Por nomenclatura, se denomina estado de sobreexplotación cuando la biomasa poblacional se ubica por debajo del valor de referencia ($B_{RMS} = 40\% B_0$), y sobrepesca si la mortalidad por pesca excede el criterio máximo $F_{RMS} = F_{40\%}$. La sobrepesca equivale a remover más biomasa que la generada por la misma población, y por ende determina la disminución de la misma. Esta situación puede determinar la sobreexplotación si no es advertida ni controlada.

3.4 Análisis de Sensibilidad

La evaluación de stock representa un conjunto de hipótesis expresadas en el mejor set de parámetros biológicos, o de importancia de la información. Si bien la evaluación fue realizada desde un escenario base (S1), se exploró el desempeño a distintas hipótesis alternativas. En la **Tabla 5** se detallan los escenarios de evaluación elaborados para el taller de mejoras de botella, mientras que la **Tabla 6** se encuentra los detalles generales de los escenarios empleados para las demás especies. Cabe mencionar que en algunos escenarios/recursos, algunos escenarios fueron obviados/modificados para asegurar convergencia

Tabla 5. Escenarios de análisis de evaluación de stock de botella

Escenario	Configuración	Fundamentación
S1	base (nuevo estudio de madurez)	Mayor parsimonia
S2	S1+bloques de selectividad y q	La selectividad de la flota y cruceros es variable, q del crucero ~ 1.0
S3	S2+sd_edad constante	La desviación de la talla a la edad es invariante
S4	S3+estima coef crecimiento (k)	La tasa de crecimiento k tiene incertidumbre
S5	S3+selectividad tipo domo en cruceros	El modelo sugiere que deberían aparecer más peces grandes en la acústica
S6	S3+reduce n acústica al 50% y el doble de su cv	La información acústica tiene mayor error de observación
S7	S3+n_flota=10, acústica=5	Las comps de tallas de capturas y flota tienen mayor error de observación

Tabla 6. Escenarios de análisis de evaluación de stock

Escenario	Configuración	Fundamentación
S1	Modelo 2023	Escenario base 2023
S2	S1+bloques de selectividad en cruceros	La selectividad de los cruceros es variable, q del crucero ~ 1.0
S3	S2+sd_edad constante	La desviación de la talla a la edad es constante
S4	S3+estima coef crecimiento (k) y Lr	La tasa de crecimiento k y Lr tienen incertidumbre
S5	S3+reduce n acústica al 50% y duplica su cv	La información acústica tiene mayor error de observación
S6	S3+n_flota=10, acústica=5	Las comps de tallas de capturas y flota tienen mayor error de observación

4. Resultados

4.1 Evaluación poblacional de Botella (*Auxis spp*)

Ajuste del modelo y estimación de parámetros

En la **Figuras B9, B10, B11 y B12** se muestra el ajuste del modelo de evaluación a los distintos conjuntos de datos de botella, mientras el desempeño de los residuales respecto de los supuestos de normalidad se entrega en **Figura B13**. Los parámetros del modelo resueltos en escala log ($n=83$) se reportan en la **Tabla B6** y se destaca además el valor del gradiente $1E-5$ lo que confirma la convergencia del modelo. Los resultados no muestran grandes patrones en los residuales y se destaca un buen ajuste a la señal de abundancia CPUE anual y la talla promedio de las capturas ($RMSE < 0.3$, Carvalho et al, 2021)), y en menor calidad el ajuste a la biomasa de cruceros ($RMSE > 0.3$) (**Figura B9**).

Por su lado, las composiciones de tallas de los cruceros muestran mayor irregularidad entre años esperable en este tipo de datos mientras el modelo señala una ligera tendencia a sobreestimar la presencia de individuos más grandes (**Figura B10 y B12**). Esta situación podría sugerir que durante la evaluación acústica y por cuestiones de menor disponibilidad de los peces grandes, el patrón de selectividad podría ser del tipo acampanado en los cruceros.

La variabilidad anual y tendencia de las composiciones de tallas fue reproducida por el modelo bajo el uso de bloques de patrones de explotación anual. En este contexto, se observa que los patrones de explotación de la flota (**Figura B14**) se encuentra en torno a la talla de madurez, lo que, desde la perspectiva de la conservación, resulta deseable y recomendable con el fin de asegurar la renovabilidad de la población evitando la sobrepesca por reclutamiento. Por su lado, los patrones de selectividad de los cruceros por bloques de años señalan que en la zona-época del crucero están más disponibles individuos menores a 25 cm LF (**Figura B14**). Los resultados indican que en las composiciones de tallas de las capturas no habrían más de 5-7 grupos anuales de edad (**Figura B15**), y que la talla de reclutamiento a la población se estima en torno a los 16.32 cm. De acuerdo con la tasa de crecimiento y a partir de esta medida, se estima que recién luego de dos años se alcanzaría la talla de primera madurez calculada en torno a los 24 cm (**Figuras B14, B15**). Si bien el modelo logra reproducir la variabilidad anual de las composiciones de tallas, no pudo reproducir de similar forma la dinámica de las composiciones de tallas de los cruceros acústicos, lo cual revela que esta última información está sujeta a mayor error de observación debido al acotado proceso temporal de recolección de datos (un mes en el año). En efecto, de la información se destaca la falta de representación de los dos extremos de las distribuciones (peces más pequeños y grandes), lo cual indicaría que en el diseño de muestreo empleado en la evaluación acústica, no solo existirían importantes cambios en el patrón de selectividad del crucero, sino también en la disponibilidad talla-específica como parte del error de proceso.

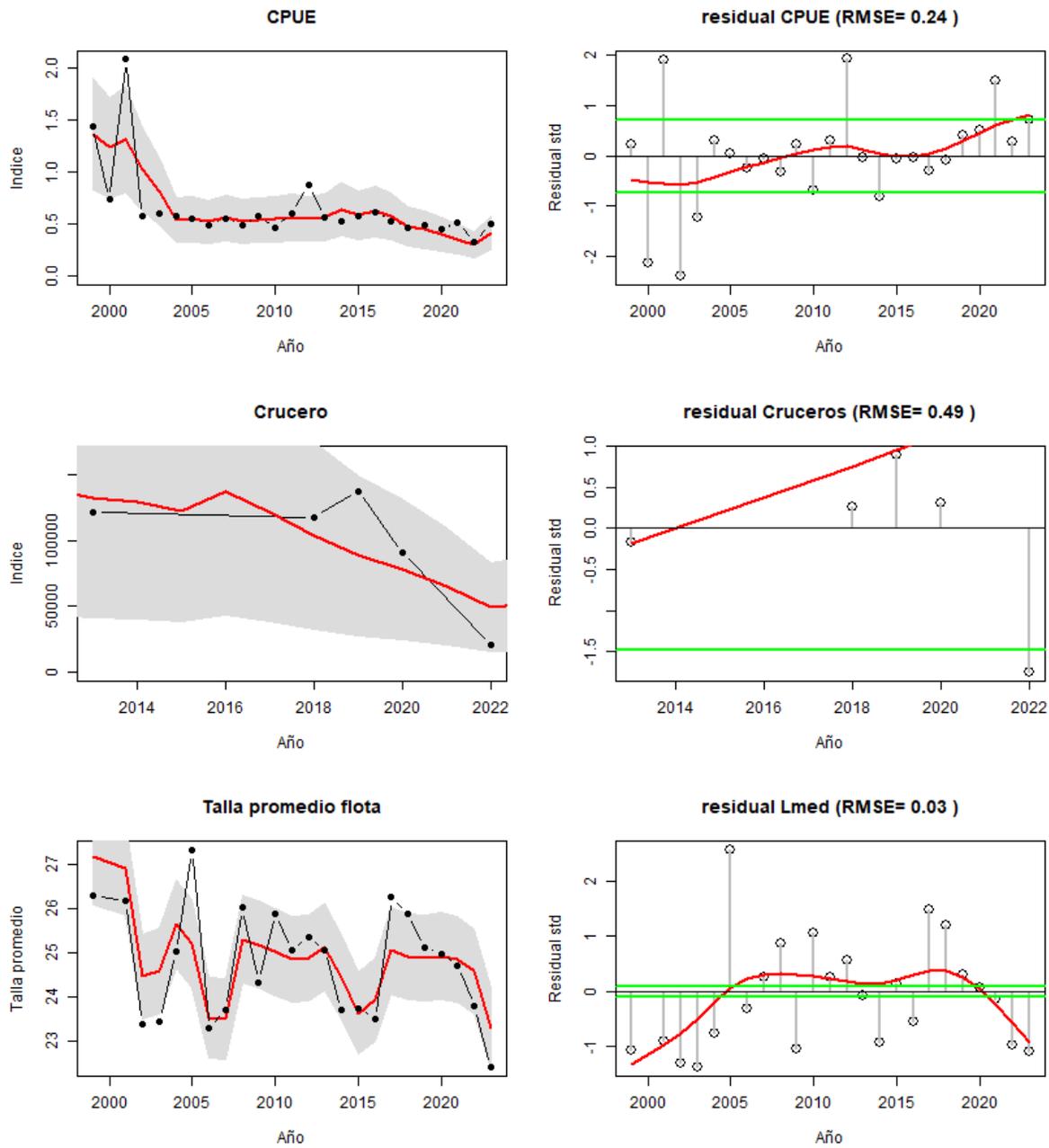


Figura B9. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos (líneas y puntos negros) de CPUE, biomasa acústica, y talla promedio de los desembarques de botella. La línea verde muestra el rango de confianza de tres veces la desviación estándar (Carvalho et al, 2021)

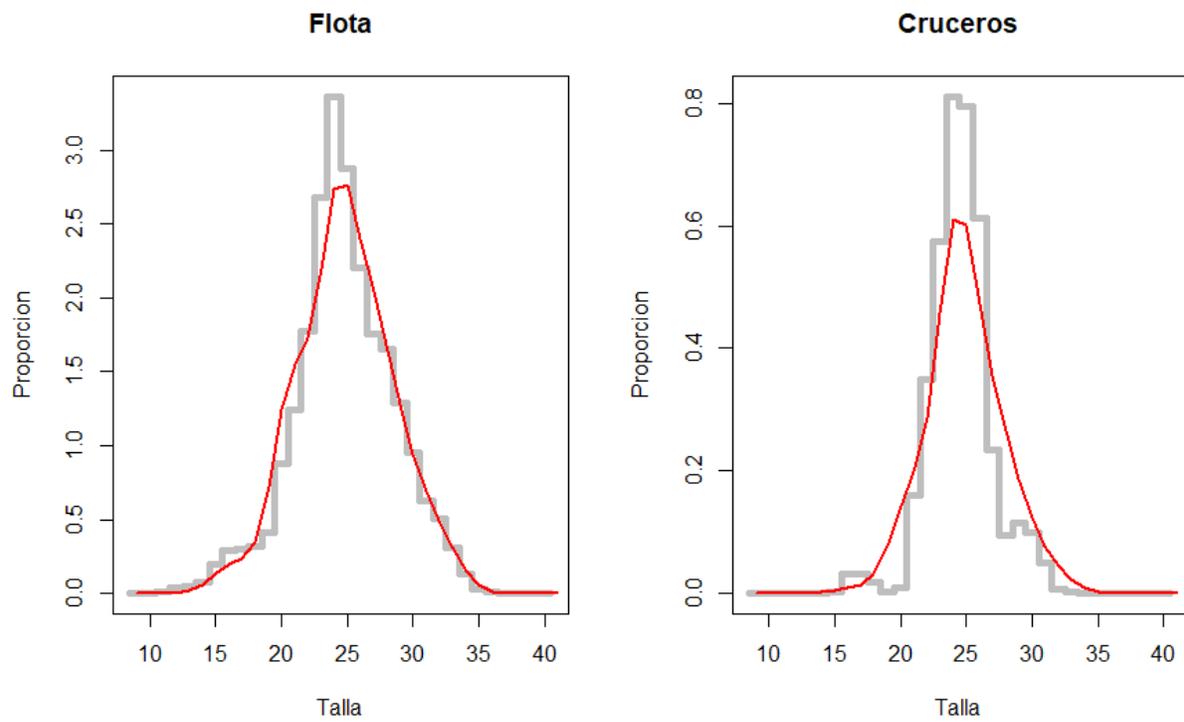


Figura B10. Ajuste del modelo a las frecuencias de talla totales de las capturas y cruceros acústicos de botella.

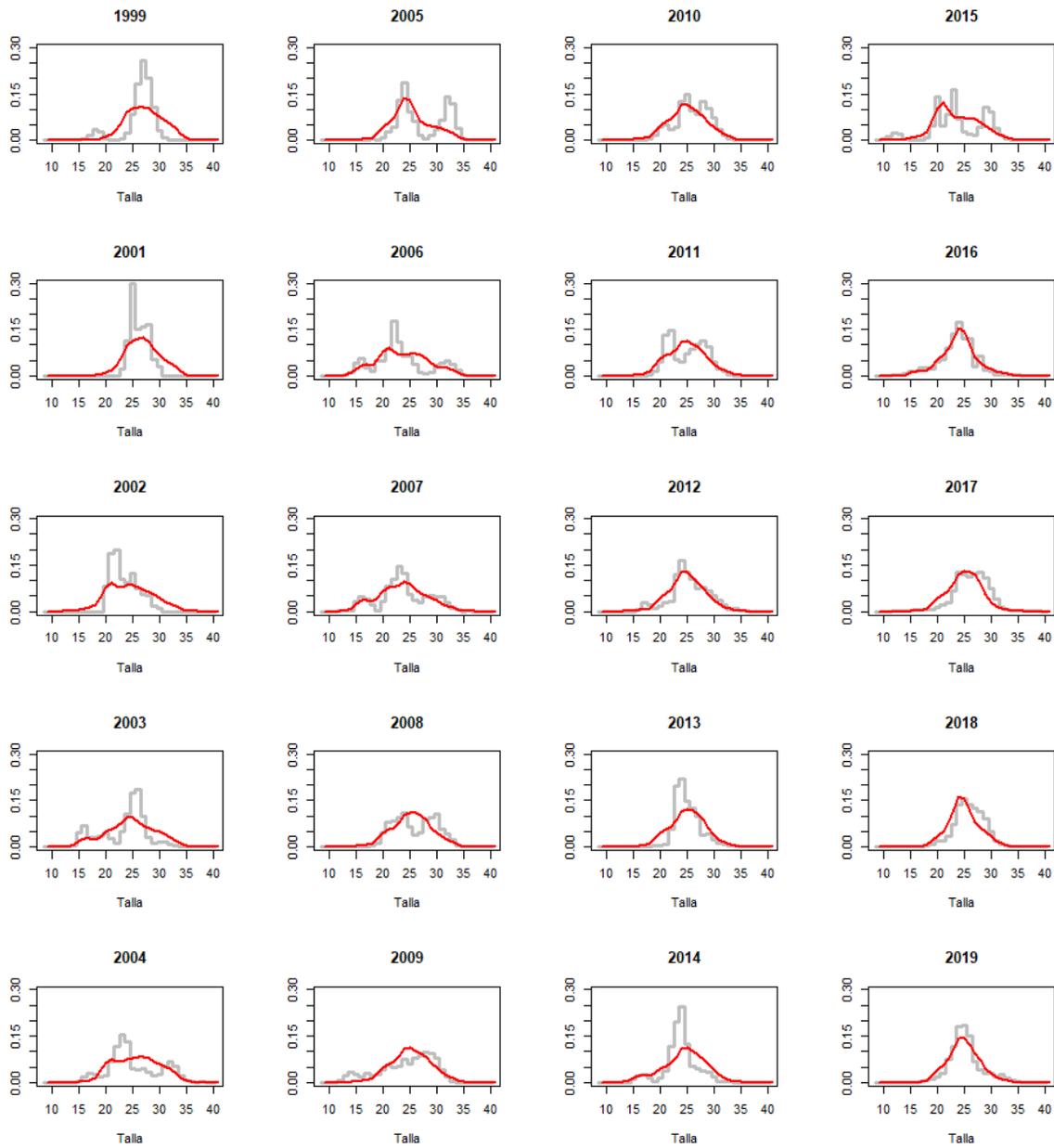


Figura B11. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas anuales de botella.

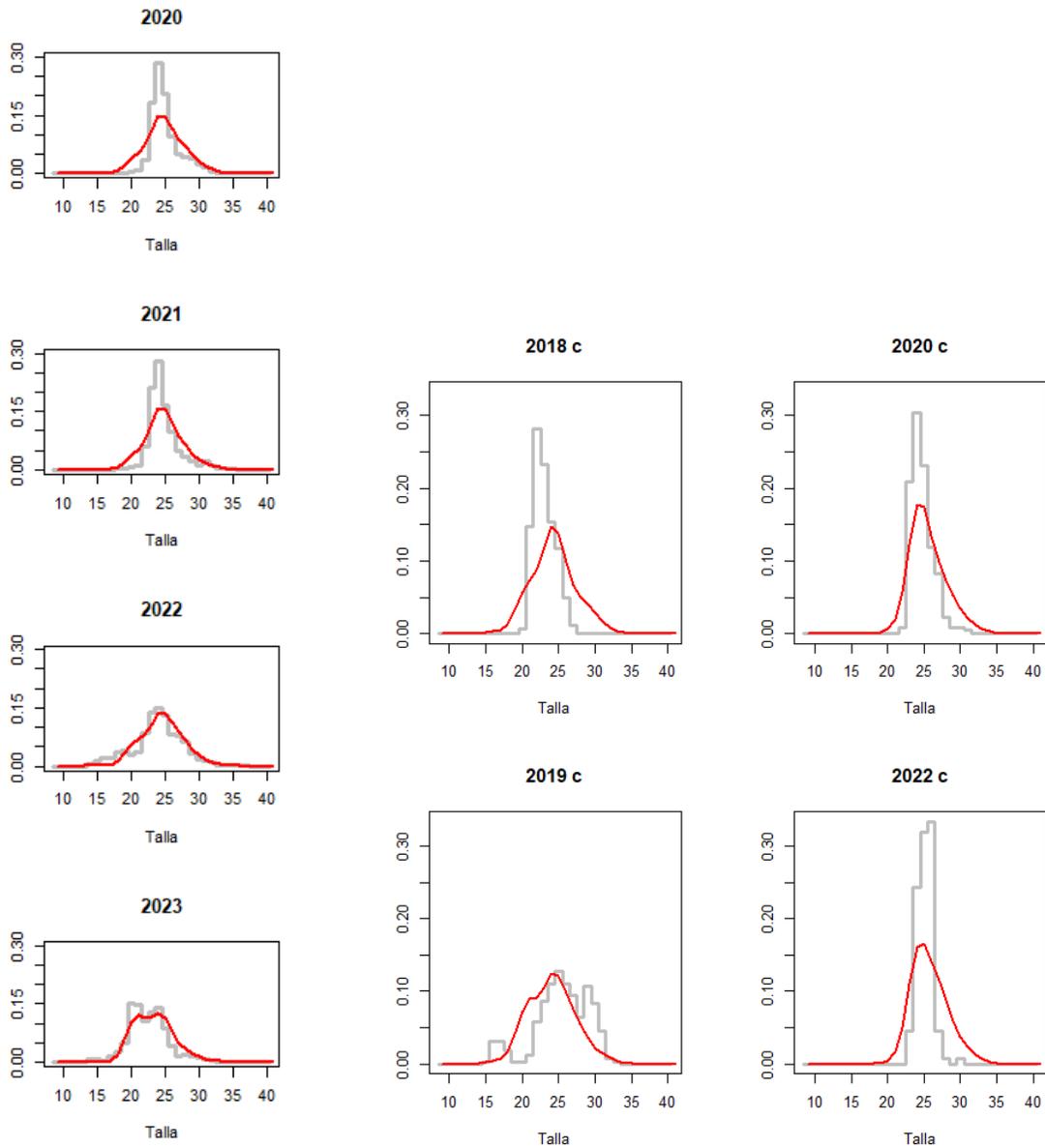


Figura B12. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas (lado derecho) y los cruceros (lado izquierdo) de botella.

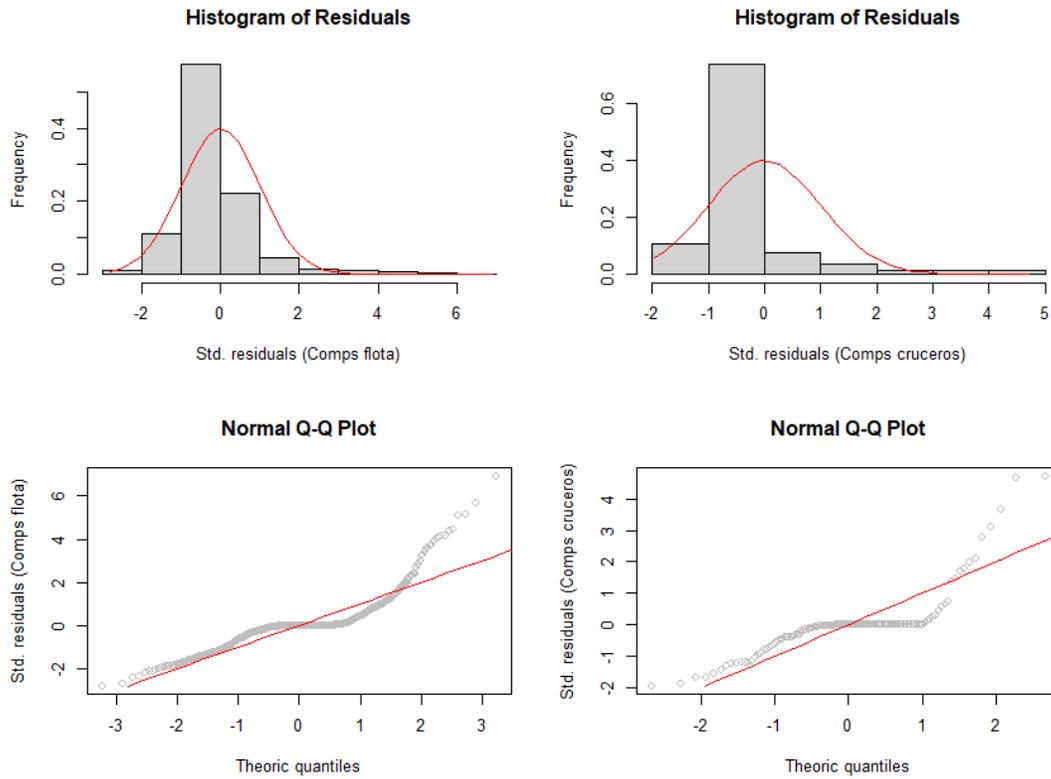


Figura B13. Histograma de residuales y diagrama qq-plot de las composiciones de tallas de las capturas (lado derecho) y los cruceros (lado izquierdo).

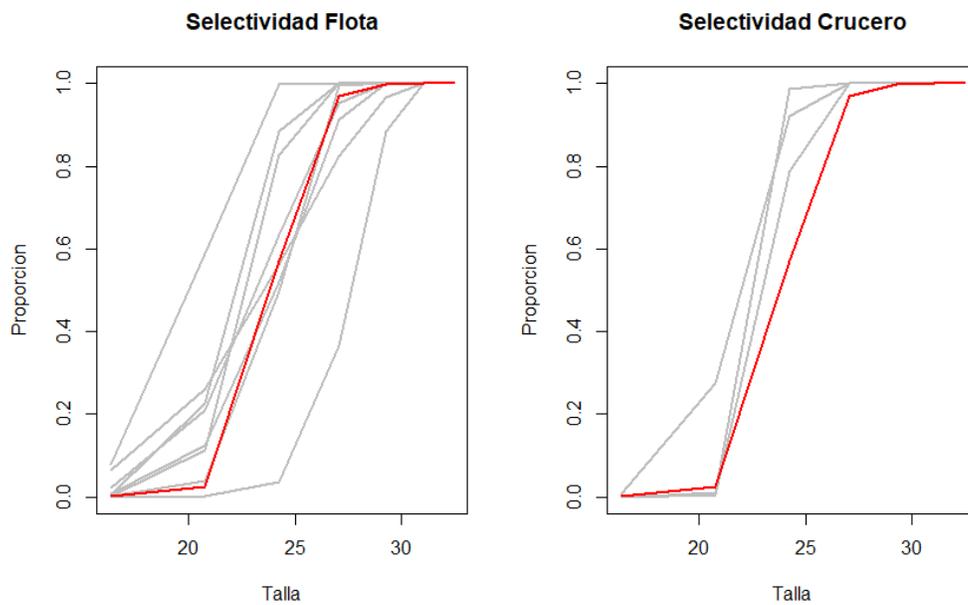


Figura B14. Selectividad (líneas grises) de la flota y cruceros acústico, y proporción de madurez a la talla (línea roja) en botella.

Tabla B6. Parámetros del modelo de botella.

```
# Number of parameters = 83 Objective function value = 2231.47838630759 Maximum gradient component =
1.53824742515163e-005
# log_L50:
3.41719497330276 3.30648492228446 3.19686309669251 3.24595009710494 3.43107006616059
3.35841871942569 3.34704633946331 3.24745917991909
# log_sigma1:
0.881683652828227 0.944126302536541 1.28237040351343 1.05483521497449 1.82657838140998
1.36608585280483 1.46981899346992 0.870235263513815
# log_sigma2:
5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620
5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620
# log_L50c:
3.23694134096336 3.19738097613059 3.22594035885251
# log_sigma1c:
1.07663717575212 0.216769993913182 0.288918768823446
# log_sigma2c:
5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620
# log_Ro:
6.95266635932
# dev_log_Ro:
-0.199961953662 0.0469966488820 -0.0423791506454 -0.289922728005 -0.211139014219 -0.903128467197
-0.191258900084 -0.570067164929 0.0530581060360 -0.0556264963684 0.0709645240558 0.169310573731
0.192446894087 0.419611628600 0.190860804037 0.158473084874 -0.236876917259 0.775535220811
0.0479879895160 0.306572316984 -0.145611426288 -0.0340971172679 -0.120720524145 -0.384309072679 -
0.0357405941273 1.06306979471 -0.0740480594494
# dev_log_No:
0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000
0.000000000000
# log_F:
-11.3399416013 -2.97645709306 -0.834938089578 -2.38216942827 -2.93825581533 -2.73407130171 -
1.21762714848 -1.40475188717 -2.51963739894 -1.78807204840 -1.20414453451 -1.40601743315 -
0.851309154495 -0.857600239188 -0.671242394127 -0.401919511397 -1.08022746276 -0.833781179989 -
0.332322322248 -0.589881463488 -0.390748632976 -0.151092607346 -1.17562511299 -0.116113106393 -
0.555949960384 -0.160152674517 -0.462328898136
# log_qflo:
-11.2936211662 -11.8821868006
# log_qcru:
-0.0703725203373
# log_b:
0.000000000000
# log_Linf:
3.63758615973
# log_k:
-1.47939481406
# log_Lo:
2.79258478308
# log_aedad:
0.376476646800
# log_bedad:
-23.0258509299
# log_M:
-0.510825623766
# log_h:
0.000000000000
```

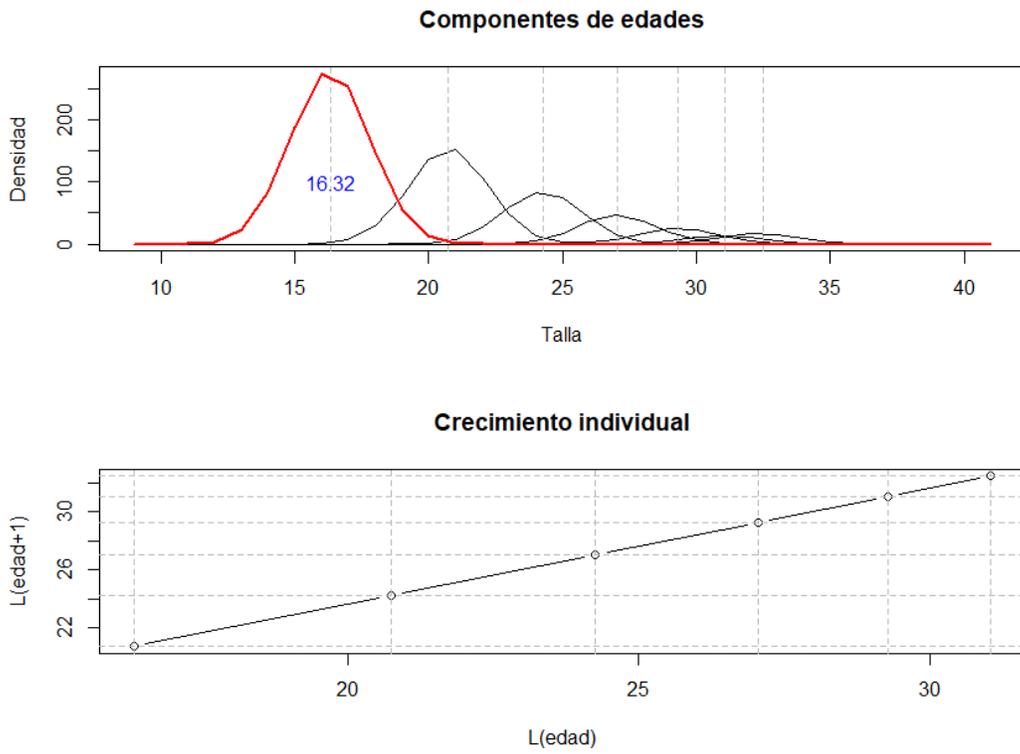


Figura B15. Modelo de crecimiento anual por componentes modales en botella. En color azul se indica la talla estimada de reclutamiento.

Variables poblacionales y diagnóstico

La variabilidad de los reclutamientos es una característica de pequeños pelágicos. Se estima que la mayor variabilidad se registra a partir del 2014 pero sin períodos de anomalías negativas/positivas que destacar (**Figura B16**). Esta variabilidad es determinante en las estimaciones poblacionales y por ende se estima que la biomasa adulta ha variado con tendencia general a la disminución, al igual que la biomasa adulta que habría existido sin pesca, particularmente durante la última década (**Figura B17**).

Las medidas de precisión en las estimaciones corresponden a coeficientes de variación en torno al 20% en biomasa, e indican que en la mayoría de las veces, la biomasa ha estado significativamente por sobre biomasa de referencia Brms (**Figura B17, Tabla B7**). Por su lado, la trayectoria de la mortalidad por pesca anual muestra que esta se ha incrementado de manera sostenida y se ha encontrado encima de la mortalidad por pesca de referencia Frms (**Figura B17**) algunos años de la última década. En términos del potencial reproductivo (SPR), los resultados muestran variaciones en torno al 42% de la biomasa adulta que habría existido sin pesca (**Figura B18, Tabla B7**).

Para fines de diagnóstico se propuso como referente un objetivo de manejo equivalente a cautelar el 40% de la biomasa adulta virginal (Canales y Jurado, 2021). Los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) para la botella fueron estimados proyectando anualmente la biomasa en el largo plazo para diferentes valores de mortalidad por pesca promedio anual (**Figura B18**). Se estimó como proxy del Rendimiento Máximo Sostenido una biomasa desovante Brms=69 mil toneladas y un nivel de Rendimiento Máximo Sostenido de 41 mil toneladas. La mortalidad por pesca que permite este objetivo de manejo tiene un valor Frms=0.70 (**Figura B17**).

De acuerdo con lo anterior, la biomasa adulta se estima en promedio en torno 74 mil toneladas equivalentes al 43% de la biomasa virginal. Los niveles de mortalidad por pesca promedio se estiman un 10% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia Frms (**Tabla B7**). Sin perjuicio de lo anterior, el diagrama de Kobe y las medidas de incertidumbre indican que los riesgos de sobrepesca y sobreexplotación son moderados y corresponden al 32% y 37% respectivamente (**Figura B19**).

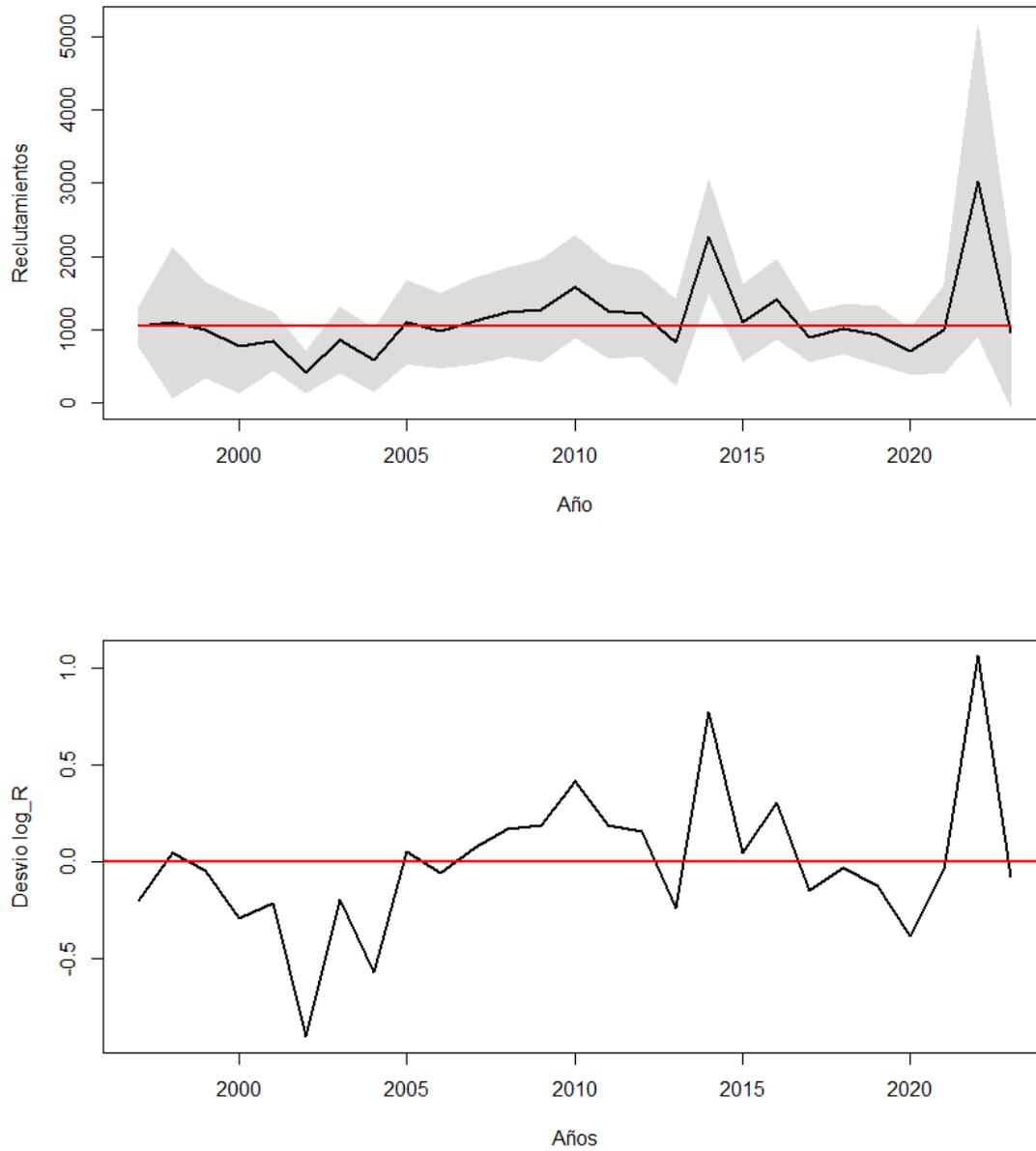


Figura B16. Reclutamientos anuales-anuales y anomalía de sus desviaciones en botella.

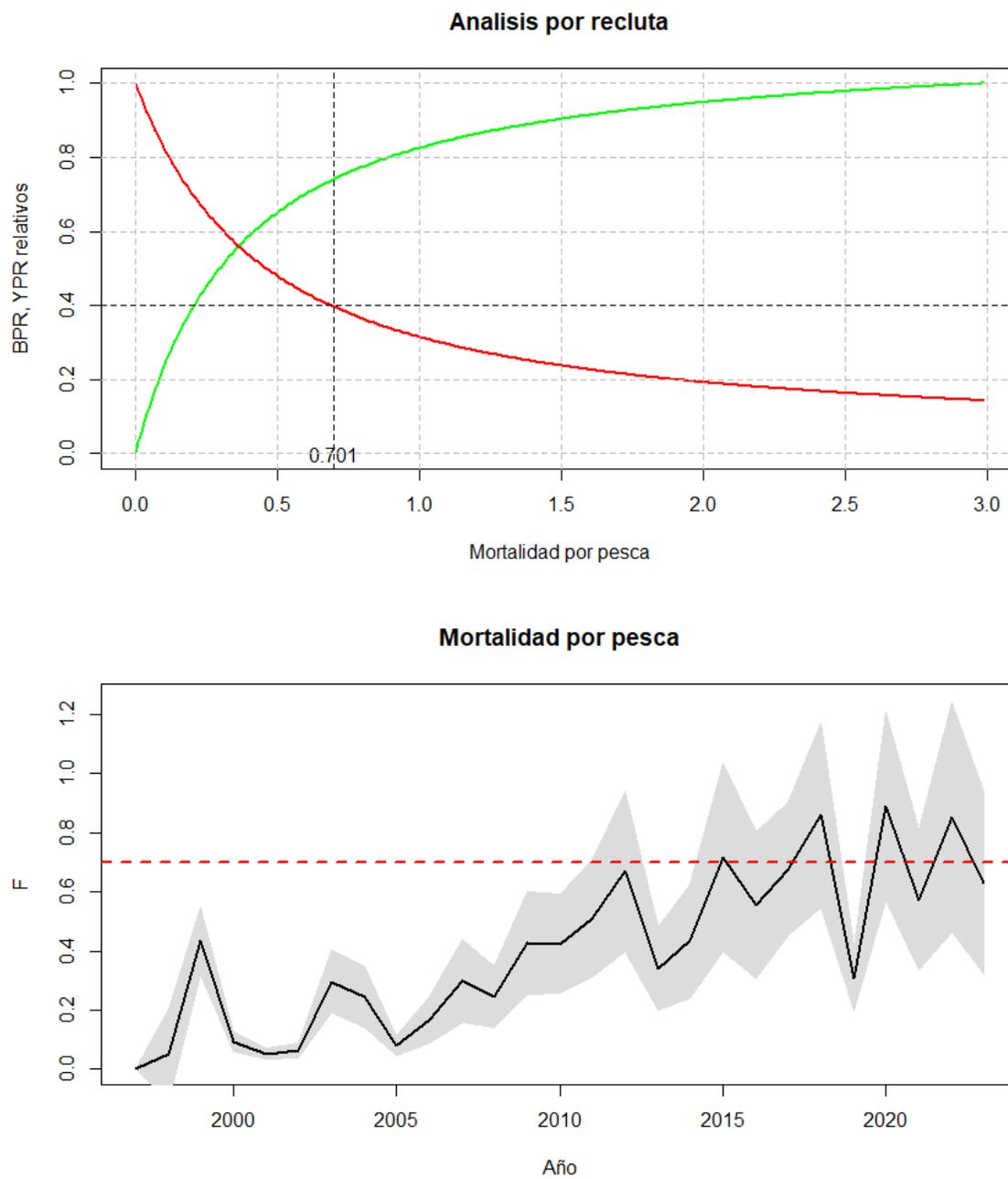


Figura B17. Curvas de equilibrio de rendimiento y biomasa por recluta, mortalidad de referencia en el MSY y mortalidad por pesca anual

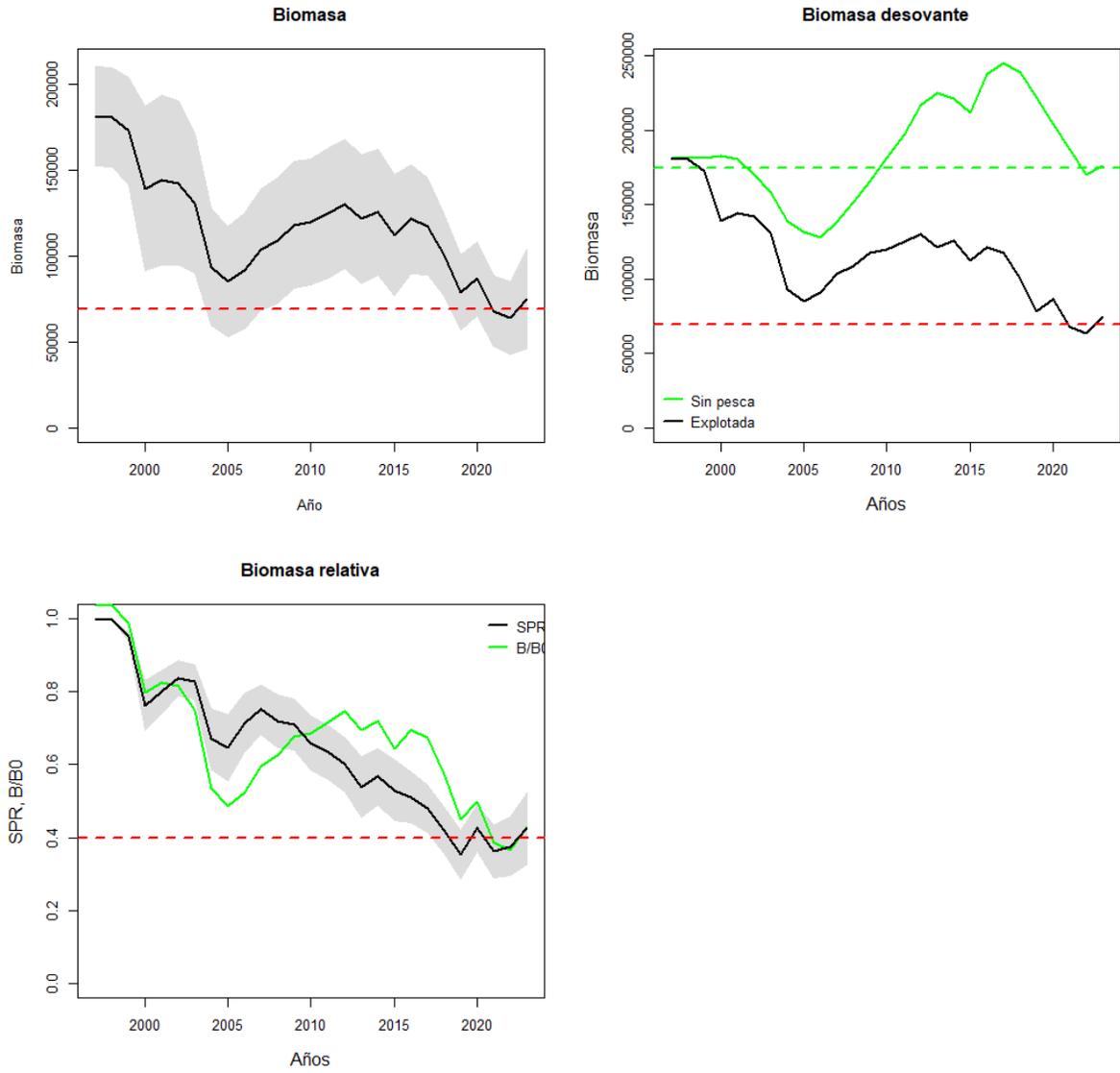


Figura B18. Variación anual de la biomasa desovante con y sin pesca, y de la tasa de potencial reproductivo/biomasa relativa en botella.

B/Brms= 1.07 (risk_SE= 0.37) F/Frms= 0.9 (risk_SP= 0.32)

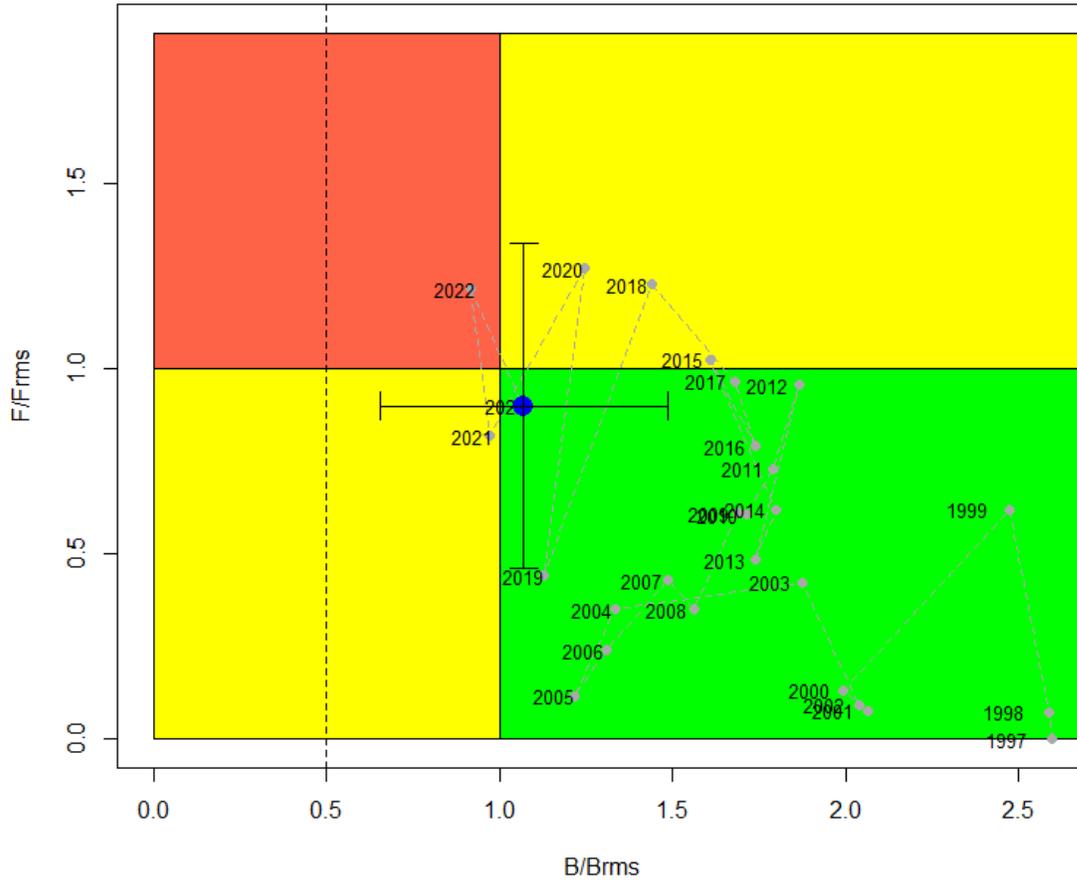


Figura B19. Diagrama de Kobe en botella.

Tabla B7. Estimaciones de biomasa adulta, reclutamiento, mortalidad por pesca, reducción de biomasa adulta virginal y razón de potencial reproductivo (SPR) de botella.

Año	Biomasa	R_R0	Fcr	F_Fmrs	B_Brms	B_B0	SPR
2001	144088	0.81	0.05	0.08	2.07	0.83	0.80
2002	142320	0.41	0.06	0.09	2.04	0.82	0.84
2003	130768	0.83	0.30	0.42	1.87	0.75	0.83
2004	93184	0.57	0.25	0.35	1.34	0.53	0.67
2005	84893	1.05	0.08	0.11	1.22	0.49	0.65
2006	91221	0.95	0.17	0.24	1.31	0.52	0.71
2007	103736	1.07	0.30	0.43	1.49	0.59	0.75
2008	108941	1.18	0.25	0.35	1.56	0.62	0.72
2009	117830	1.21	0.43	0.61	1.69	0.68	0.71
2010	119614	1.52	0.42	0.61	1.71	0.69	0.66
2011	124842	1.21	0.51	0.73	1.79	0.72	0.63
2012	130179	1.17	0.67	0.95	1.87	0.75	0.60
2013	121316	0.79	0.34	0.48	1.74	0.70	0.54
2014	125467	2.17	0.43	0.62	1.80	0.72	0.57
2015	112127	1.05	0.72	1.02	1.61	0.64	0.53
2016	121313	1.36	0.55	0.79	1.74	0.70	0.51
2017	117366	0.86	0.68	0.97	1.68	0.67	0.48
2018	100359	0.97	0.86	1.23	1.44	0.58	0.42
2019	78564	0.89	0.31	0.44	1.13	0.45	0.35
2020	86804	0.68	0.89	1.27	1.24	0.50	0.43
2021	67722	0.96	0.57	0.82	0.97	0.39	0.36
2022	63937	2.90	0.85	1.22	0.92	0.37	0.38
2023	74671	0.93	0.63	0.90	1.07	0.43	0.42

Análisis de escenarios

Una extensión del análisis consideró siete escenarios adicionales de evaluación a fin de evaluar la incertidumbre estructural en la estimación y el diagnóstico de la botella. Los resultados mostraron que, en cualquiera de los casos analizados, la condición de la población de botella no difiere siendo esta en torno a la biomasa de referencia. Las estimaciones de biomasa podrían ser aún mayores si se penaliza la estimación del coeficiente de capturabilidad (S5) (**Figura B20, Tabla B8**). El análisis muestra que de los escenarios comparables más verosímil (menor log likelihood) corresponde a S4 y elegido como base. En este caso el coeficiente de capturabilidad del crucero ($q=0.93$) indica que las estimaciones de biomasa estarían subestimadas en un 7% respecto del valor verdadero (**Tabla B9**). En este escenario, el coeficiente de crecimiento estimado ($k=0.23$) es notablemente menor al valor a priori ($k=0.30$) mientras que la desviación de la talla a la edad se estima invariante equivalente al 9% de L_0 y cuyo valor es de 1.46 cm (**Figura B20, Tabla B9**).

Análisis retrospectivo y perfil de verosimilitud

Complementariamente, el escenario S4 fue analizado respecto del patrón retrospectivo cuyo resultado indica que al eliminar de manera secuencial los datos de los últimos años, el modelo tiende a sobreestimar la biomasa en un 11% (ρ) y subestimar la mortalidad por pesca en un 6% promedio, niveles de sesgo considerados adecuados según el criterio de Carvalho et al (2021) (**Figura B21**).

Del mismo modo, un análisis de perfiles de verosimilitud muestra que la información más relevante en la evaluación de stock son las composiciones de tallas de las capturas, destacándose además inconsistencia entre la señal de CPUE respecto de la biomasa del crucero, así como entre las composiciones de tallas de las capturas y la CPUE. En efecto y mientras la CPUE sugiere que la escala de la población debiese ser mayor, la información de los cruceros acústicos sugiere lo contrario (**Figura B22**).

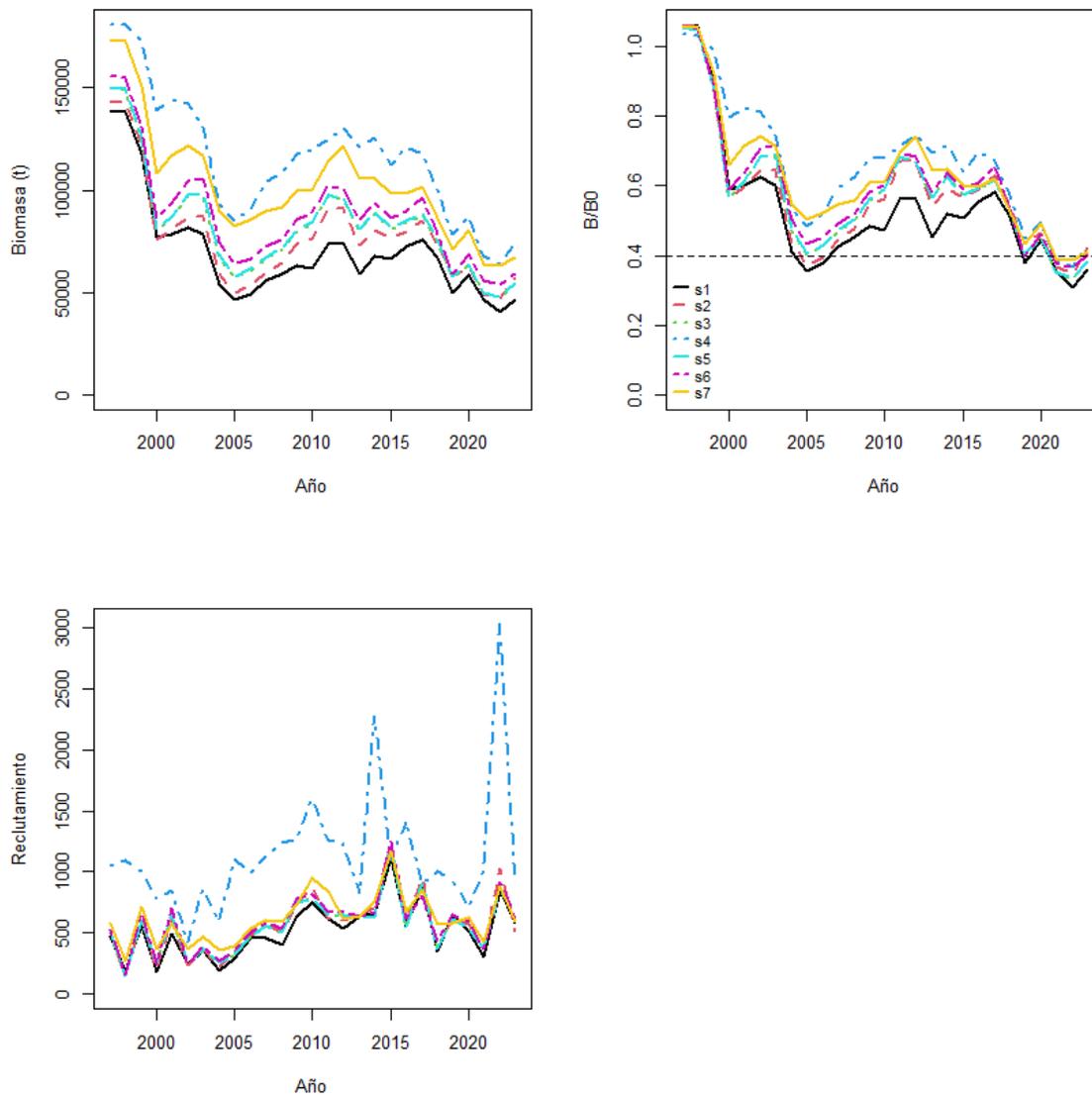


Figura B20. Biomasa adulta, reducción poblacional (B/B0) y reclutamientos de botella para distintos escenarios alternativos de evaluación.

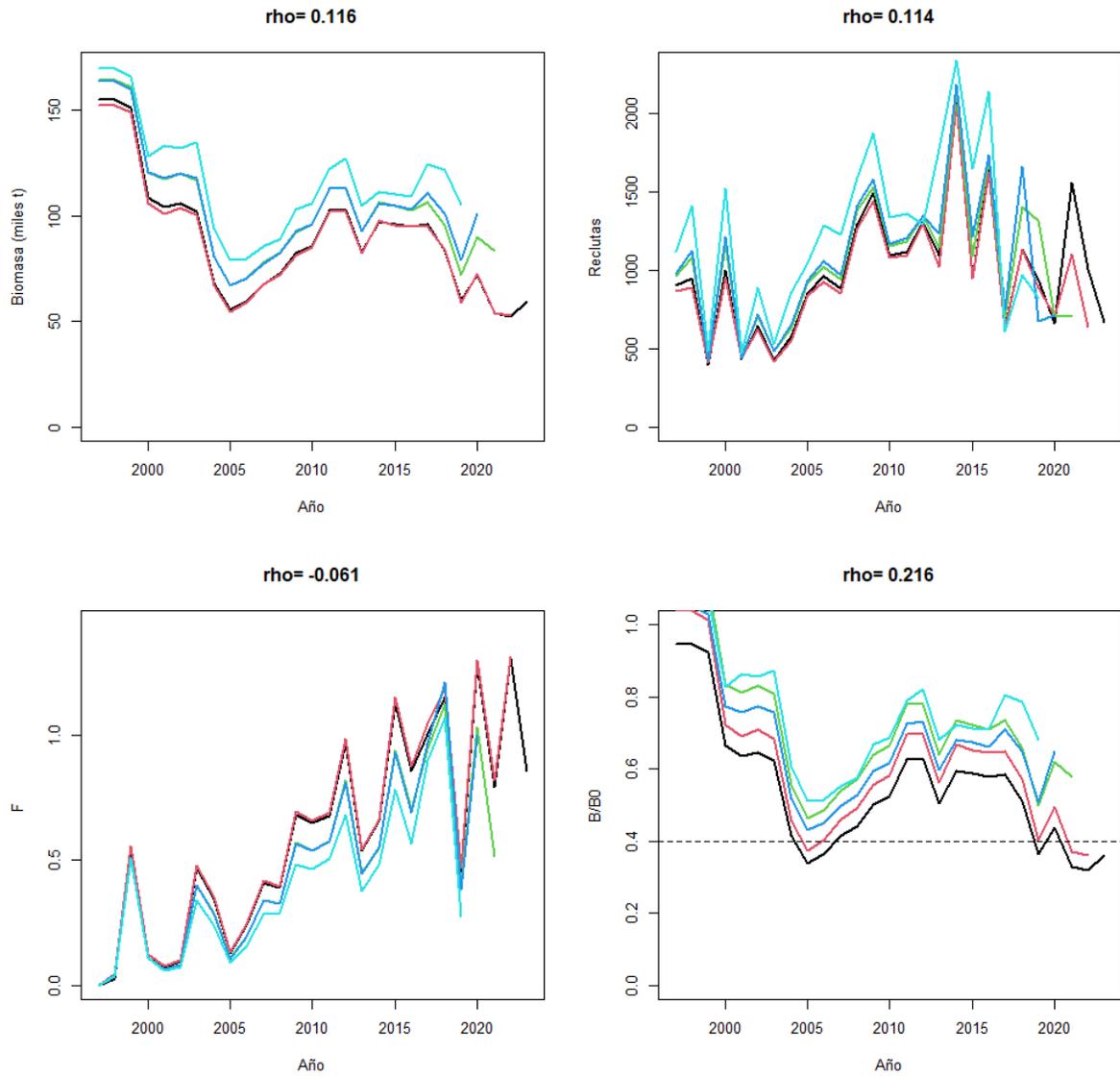


Figura B21. Análisis retrospectivo y valor del coeficiente rho de Mohn. Botella

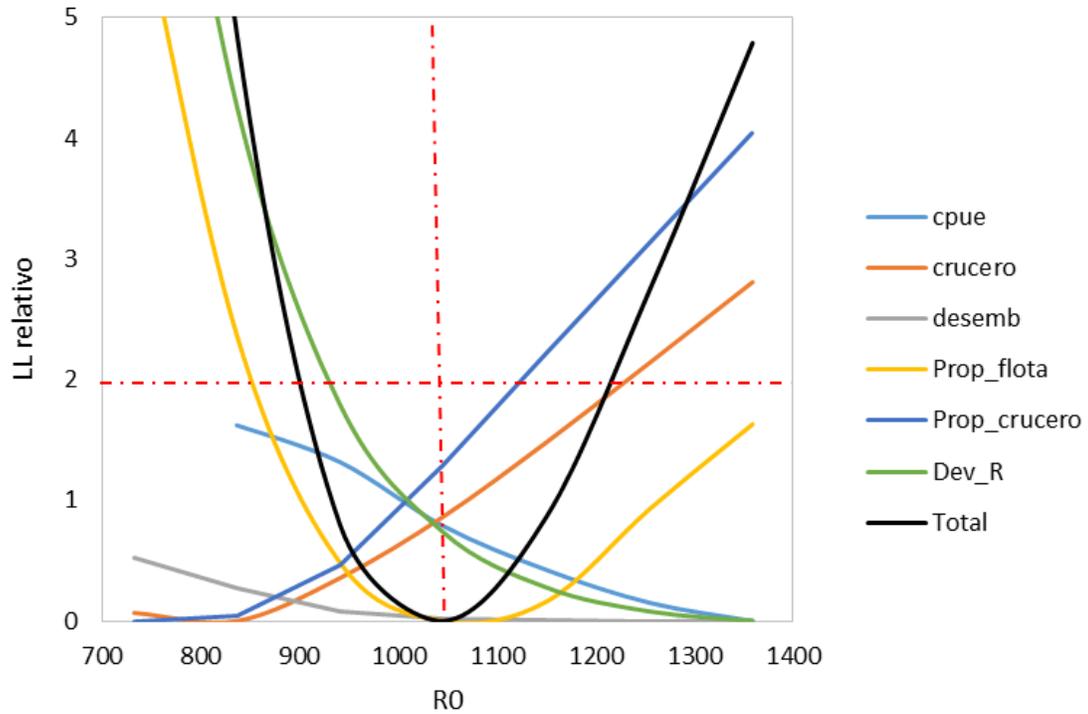


Figura B22. Perfiles de verosimilitud de las distintas piezas de información empleadas en la evaluación de stock de botella. La línea horizontal define la zona de significancia y la línea vertical la solución total.

Tabla B8. Log-verosimilitud en escala absoluta (arriba) y relativa al menor valor (abajo) de las fuentes de datos/error en botella.

Modelo	lcpue	lcru	lcapt	lpropf	lpropc	ldevR	ltot
S1	18.6	5.6	0.2	1975.5	278.3	11.5	2290
S2	15.3	2.3	0.3	1949.3	278.3	13.0	2258
S3	15.6	3.2	0.3	1935.3	274.8	11.3	2241
S4	17.6	4.0	0.1	1922.3	270.5	7.5	2222
S5	15.6	3.3	0.3	1935.4	274.5	11.3	2240
S6	14.5	1.0	0.2	1933.7	139.5	10.9	2100
S7	10.0	1.4	0.1	649.5	48.4	5.9	715

Modelo	lcpue	lcru	lcapt	lpropf	lpropc	ldevR	ltot
S1	3.2	3.3	0.0	53.2	7.8	4.0	67.6
S2	0.0	0.0	0.1	26.9	7.8	5.6	36.5
S3	0.3	1.0	0.1	13.0	4.3	3.9	18.6
S4	2.2	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
S5	0.2	1.1	0.1	13.0	4.0	3.8	18.4

Tabla B9. Parámetros biológico-pesqueros estimados en los escenarios de evaluación de stock de botella.

Modelo	k	Lo	alfa	beta	q_cru	B_B0	B_Brms	cv_cpue	cv_acus	Gradiente
S1	0.30	17.88	0.00	0.09	1.17	0.36	0.89	0.25	0.57	4.46E-06
S2	0.30	17.55	0.00	0.08	1.12	0.42	1.05	0.23	0.36	6.76E-06
S3	0.30	18.02	1.81	0.00	1.11	0.38	0.95	0.23	0.44	6.11E-06
S4	0.23	16.32	1.46	0.00	0.93	0.43	1.07	0.24	0.49	1.54E-05
S5	0.30	18.03	1.81	0.00	1.11	0.38	0.95	0.23	0.45	7.06E-06
S6	0.30	17.87	1.82	0.00	1.02	0.40	1.01	0.22	0.50	1.02E-05
S7	0.30	17.86	1.87	0.00	1.02	0.41	1.02	0.18	0.29	6.74E-06

4.2 Pinchagua (*Opisthonema spp*)

Ajuste del modelo y estimación de parámetros

En la **Figuras P9, P10, P11 y P12** se muestra el ajuste del modelo de evaluación a los distintos conjuntos de datos de Pinchagua, mientras el desempeño de los residuales respecto de los supuestos de normalidad se entrega en **Figura P13**. Los parámetros del modelo resueltos en escala log ($n=123$) se reportan en la **Tabla P6** y se destaca además el bajo valor del gradiente lo que confirma la convergencia del modelo. Los resultados no muestran grandes patrones en los residuales y se destaca un buen ajuste a la señal de abundancia CPUE anual y la talla promedio de las capturas ($RMSE < 0.3$, Carvalho et al, 2021)), y en menor calidad el ajuste a la biomasa de cruceros ($RMSE > 0.3$) (**Figura P9**).

Por su lado, las composiciones de tallas de los cruceros muestran mayor irregularidad entre años esperable en este tipo de datos, lo cual es compensado con cambios anuales en el patrón de explotación (**Figuras P12 y 14**), mientras el modelo señala una ligera tendencia a sobreestimar la presencia de individuos más grandes los años 2020 y 2022 (**Figura P10 y 12**). Esta situación podría sugerir que durante la evaluación acústica y por cuestiones de menor disponibilidad de los peces grandes, el patrón de selectividad podría ser ligeramente del tipo acampanado.

La variabilidad anual y tendencia de las composiciones de tallas fue reproducida por el modelo bajo el uso de bloques de patrones de explotación anual. En este contexto, se observa que los patrones de explotación tanto de la flota como de crucero (**Figura P14**) se encuentra en torno a la talla de madurez pero con gran variación. Los resultados indican que en las composiciones de tallas de las capturas no habrían más de 6 grupos anuales de edad (**Figura P15**), y que la talla de reclutamiento a la población se estima en torno a los 15.11 cm. De acuerdo con la tasa de crecimiento y a partir de esta medida, se estima que recién luego del primer año se alcanzaría la talla de primera madurez calculada en torno a los 21 cm (**Figuras P14, P15**). En términos generales, el modelo logra reproducir la variabilidad anual de las composiciones de tallas y de los cruceros acústicos, no obstante esta última información está sujeta a mayor error de observación debido al acotado proceso temporal de recolección de datos (un mes en el año), aspecto ya destacado.

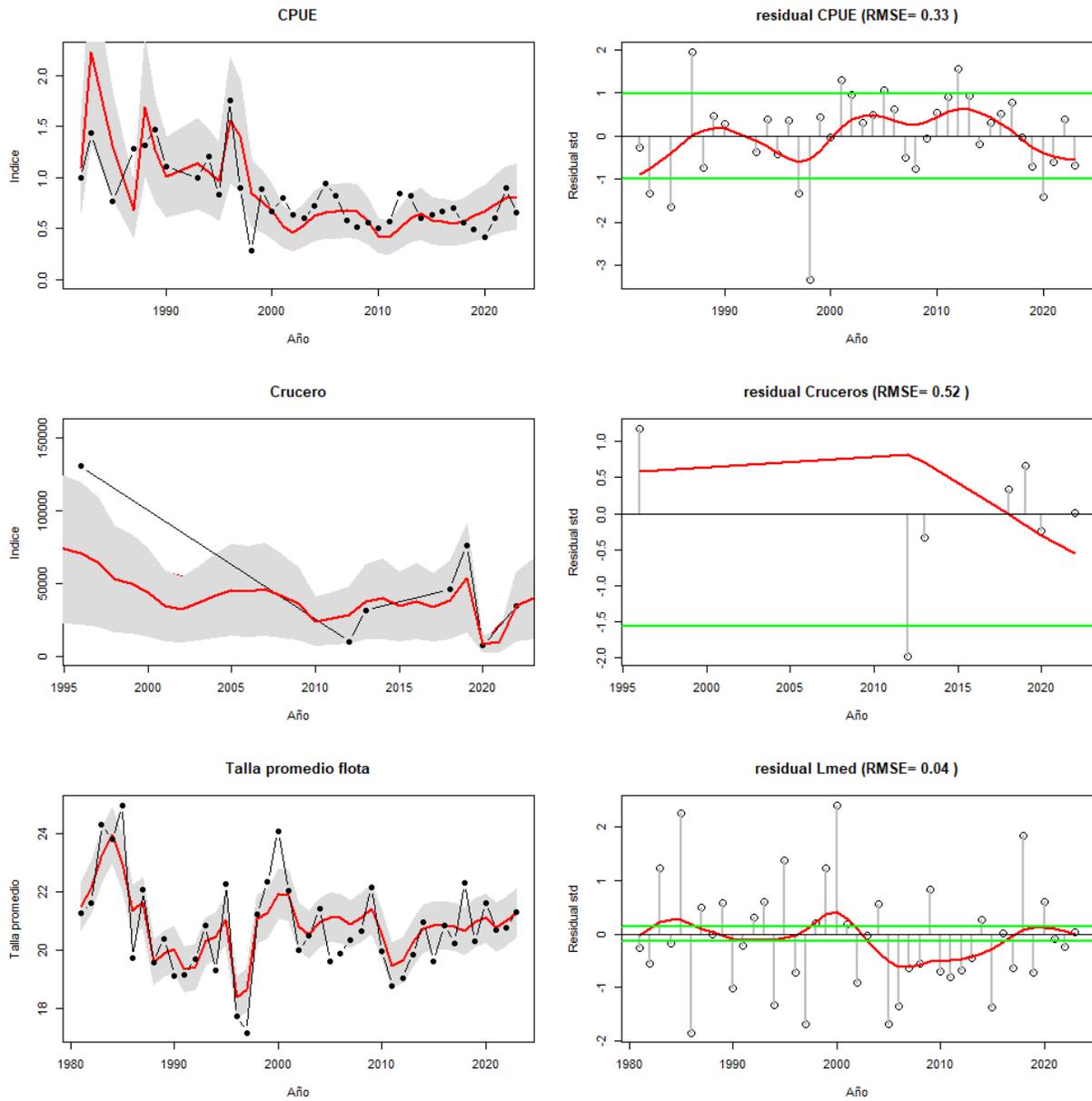


Figura P9. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos (líneas y puntos negros) de CPUE, biomasa acústica, y talla promedio de los desembarques de Pinchagua. La línea verde muestra el rango de confianza de tres veces la desviación estándar (Carvalho et al, 2021)

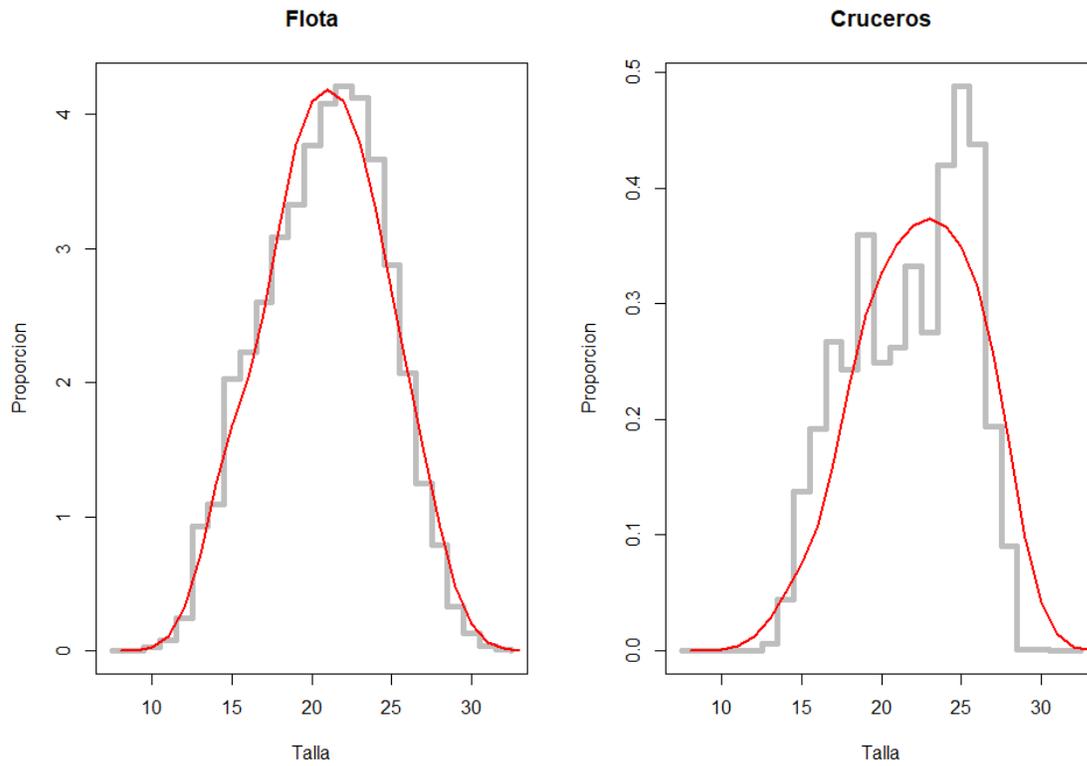


Figura P10. Ajuste del modelo a las frecuencias de talla totales de las capturas y cruceros acústicos de Pinchagua.

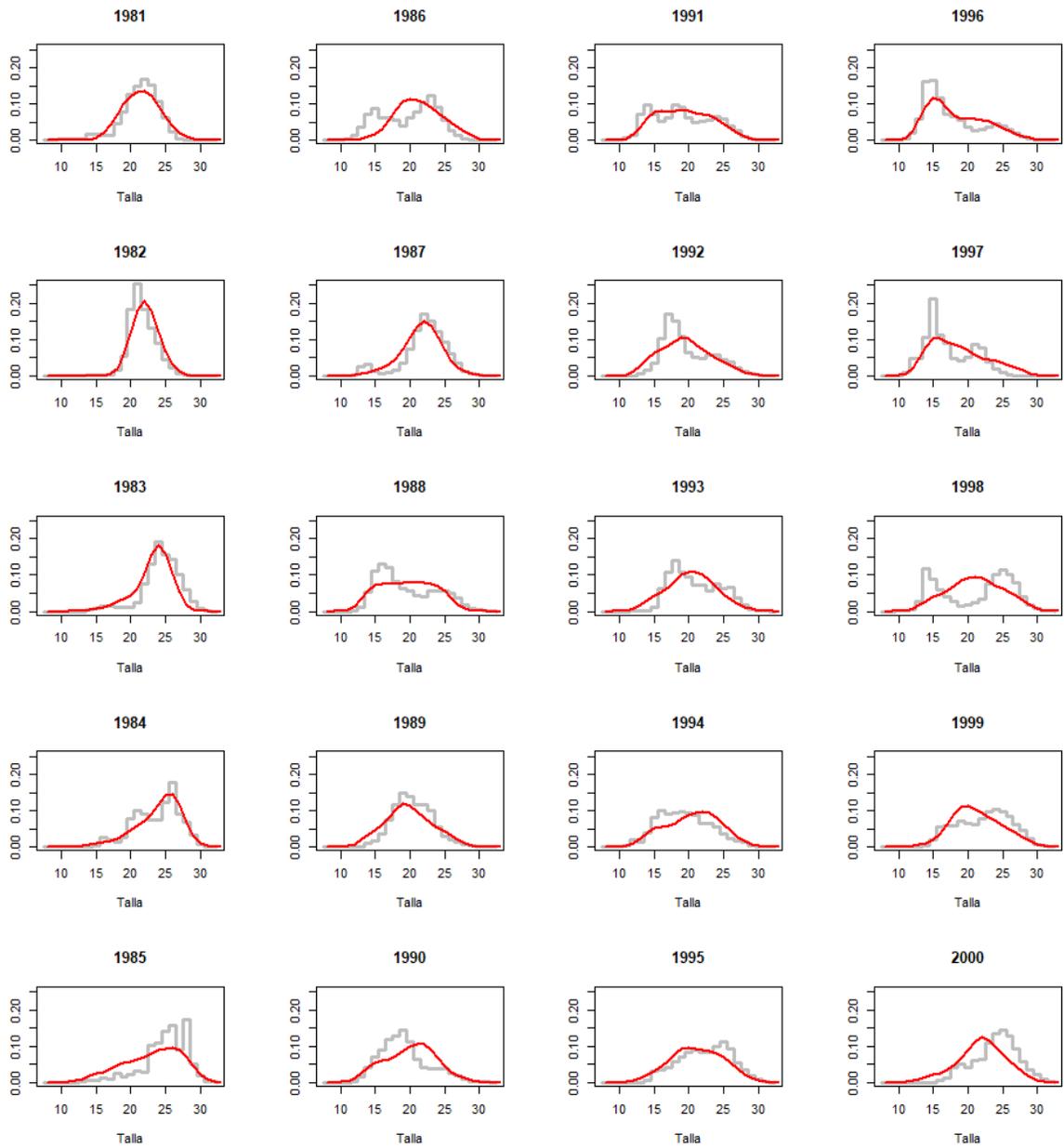


Figura P11. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas anuales de Pinchagua.

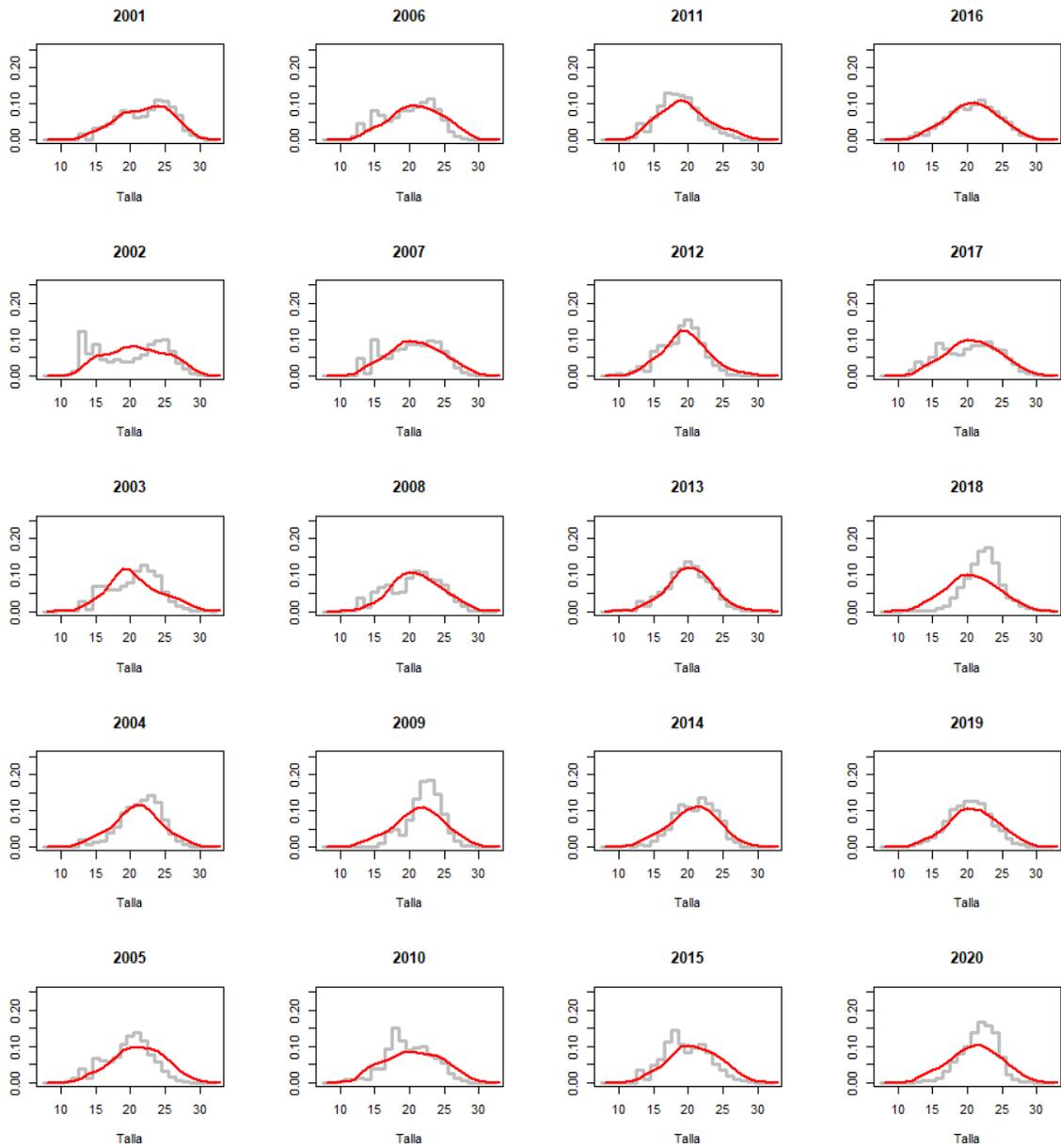


Figura P11. (continuación)

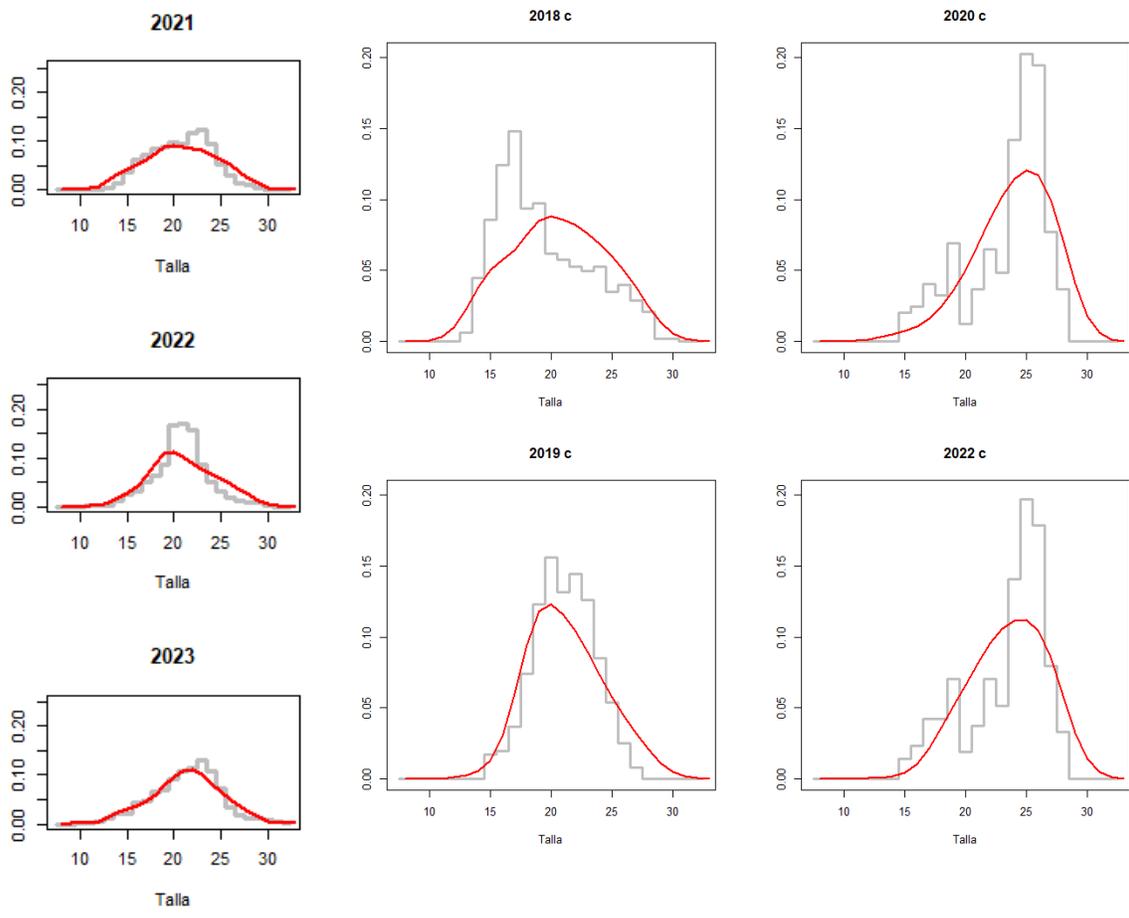


Figura P12. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas 2021-2023 (izquierda) y los cruceros de Pinchagua (derecha).

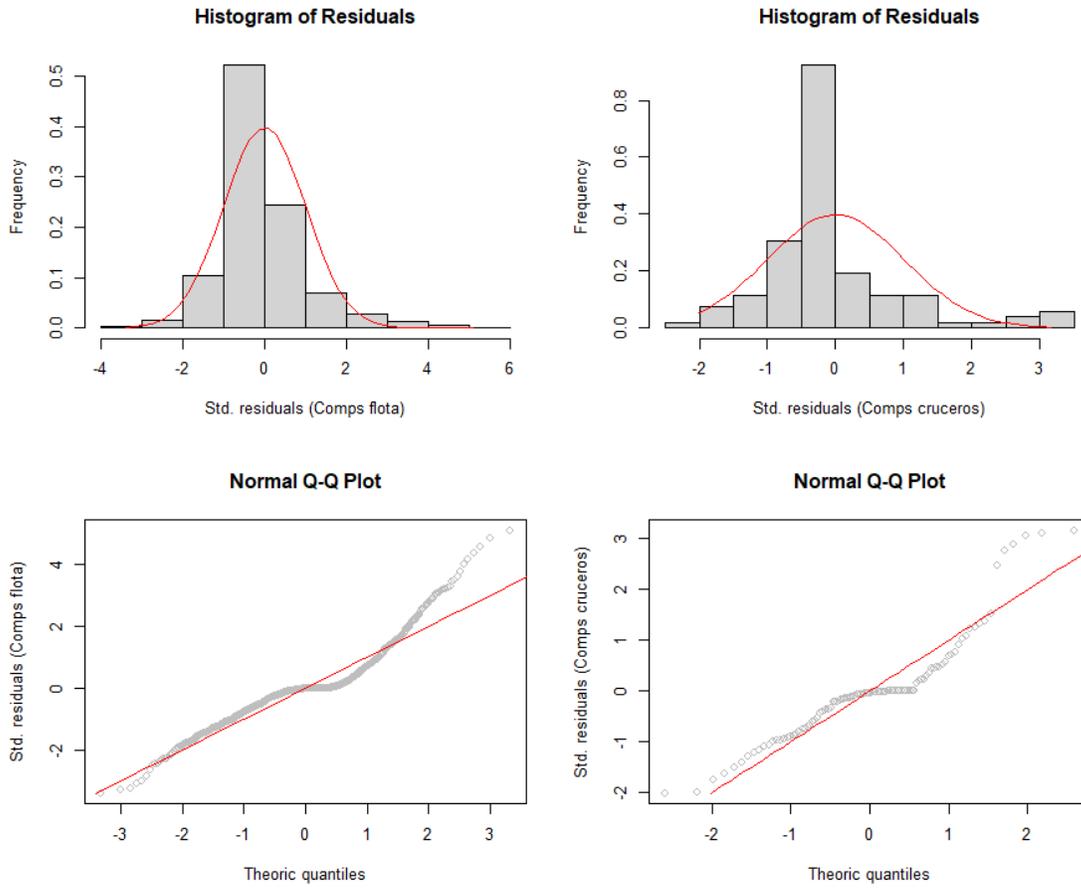


Figura P13. Histograma de residuales y diagrama qq-plot de las composiciones de tallas de las capturas (lado derecho) y los cruceros (lado izquierdo).

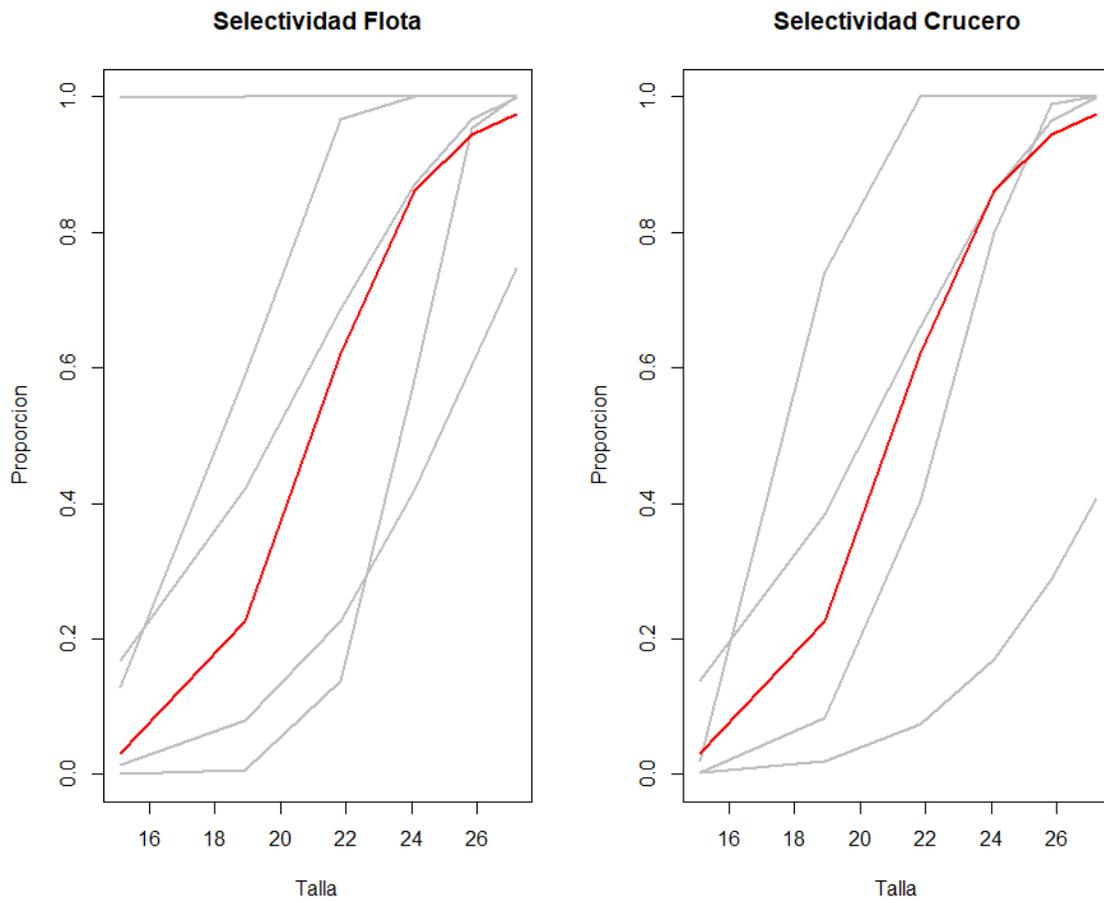


Figura P14. Selectividad (líneas grises) de la flota y cruceros acústicos, y proporción de madurez a la talla (línea roja) en Pinchagua.

Tabla P6. Parámetros del modelo de Pinchagua.

```
# Number of parameters = 123 Objective function value = 9627.31953195716 Maximum gradient component
= 0.000194775628869825
# log_L50:
3.27939654578282 3.44707098223543 3.31569606059558 2.71700704601161 3.12754182748048
# log_sigma1:
0.863051673198046 1.71301098733050 1.88313239742590 0.916724458370302 1.33519927044849
# log_sigma2:
9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618
# log_L50c:
3.31436072264054 3.01333891900485 3.55032471268505 3.27001275776026
# log_sigma1c:
1.82755452418526 0.625499724719920 1.74034115887558 1.19859374032678
# log_sigma2c:
9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618
# log_Ro:
7.04947406050
# dev_log_Ro:
-0.0229122665659 -0.427930697881 -0.553712653023 -0.677376973933 -0.352613769508 0.714180263272
2.93842609441 0.0182869363447 1.49355238997 0.847910040181 1.51495910192 1.96221172261
0.928758494877 1.00116667458 1.36761352440 0.498452572224 0.478568242882 0.818946642240
0.636393284164 0.205333829410 0.375955206133 -0.412542229600 0.177581079357 -0.134428767077 -
0.0413342827421 -1.21892824620 -0.964022066863 -1.03260238925 -0.272854511472 -0.688453814718 -
0.571308903413 -0.541922361180 -0.425919633085 -0.292940529708 -0.895768334380 -0.808513532459 -
0.310115460844 -0.0223890398326 -0.188794593458 -0.486051869846 -0.372384912993 -0.603808199294 -
0.561617434380 -0.491655926471 -0.454758234785 -0.664746528399 -0.451742207475 -0.0454874294530 -
0.664869184832 -0.323789113862
# log_F:
-13.8883893995 -2.62178674793 -2.38477793570 -1.58106060202 -0.306156989491 -0.0960976139548
0.732747705849 0.999999965876 0.479387300272 -1.36602070145 -0.410917220766 0.613869228277
0.99999995338 0.999999893076 -0.0245353465580 0.159282026630 -0.239731816699 -0.191265455553 -
1.38007671574 -0.702802152947 -0.626347113406 -1.05616724915 -1.53408563165 -1.51015474600 -
0.951896657458 -1.45242681798 -1.41372508596 -1.15640618228 -1.63230566546 -2.23987415852 -
2.16031707243 -2.25808734498 -1.55916879533 -1.75111031394 -1.15422078654 -1.11719111983 -
0.362714472034 -0.918414948705 -0.616690438244 -1.70520486692 -1.18215944003 -0.758982476517 -
1.97738318843 -0.950721066464 -2.16797559703 -1.68094407594 -2.56026528211 -2.42663793229 -
1.47530160209 -2.54176909160
# log_qflo:
-11.6875930810
# log_qcru:
-0.0613011282893
# log_b:
0.00000000000
# log_Linf:
3.45631668088
# log_k:
-1.34707364797
# log_Lo:
2.71545036551
# log_aedad:
0.573582822645
# log_bedad:
-23.0258509299
```

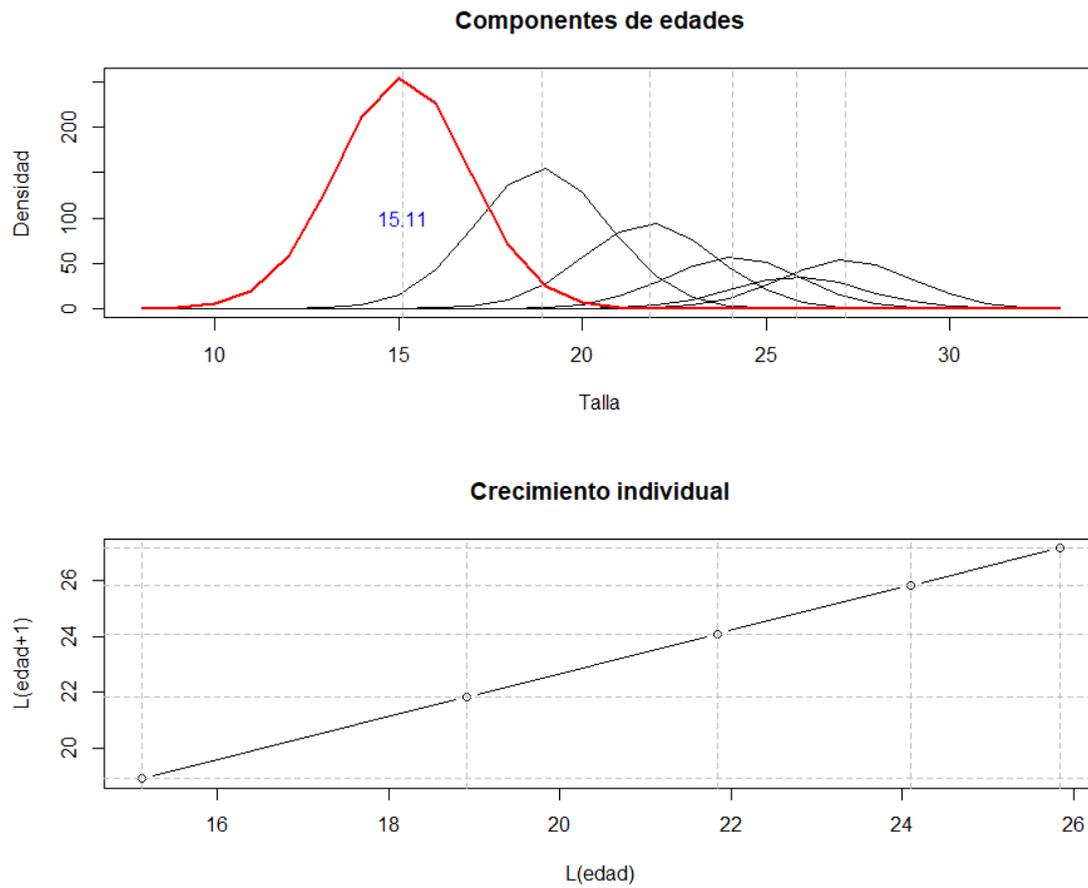


Figura P15. Modelo de crecimiento anual por componentes modales en Pinchagua. En color azul se indica la talla estimada de reclutamiento.

Variables poblacionales y diagnóstico

La variabilidad de los reclutamientos es una característica de pequeños pelágicos y además, en este recurso se destacan dos grandes períodos de productividad; uno alto antes de 1998, y otro de baja productividad que se mantiene hasta el año más reciente (**Figura P16**). Esta variabilidad es determinante no solo en el desempeño de la pesquería (menos capturas) sino en las estimaciones poblacionales. De hecho, se estima que la mortalidad por pesca anual desde mediados de los 90s, ha variado en general por debajo de la mortalidad por pesca de referencia ($F_{rms}=0.441$) (**Figura P17**), lo cual ha permitido que la población no haya tenido episodios notables de sobreexplotación. En efecto para en el mismo período, se estima que la biomasa adulta ha oscilado con baja variabilidad en torno a la biomasa de referencia ($B_{rms}=70$ mil t), y se destaca además una tendencia de un leve incremento general, particularmente en el potencial reproductivo (SPR) durante la última década (**Figura P18, Tabla P7**).

Para fines de diagnóstico se considera como referente un objetivo de manejo equivalente a cautelar el 40% de la biomasa adulta virginal (Canales y Jurado, 2021). Los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) para la Pinchagua fueron estimados proyectando anualmente la biomasa en el largo plazo para diferentes valores de mortalidad por pesca promedio anual (**Figura P18**). De acuerdo con lo anterior, la biomasa adulta se estima en promedio en torno 86 mil toneladas equivalentes al 49% de la biomasa virginal. Los niveles de mortalidad por pesca promedio se estiman un 82% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia F_{rms} (**Tabla P7**). Lo anterior se resume en el diagrama de Kobe junto a las medidas de incertidumbre, destacándose que prácticamente no existen riesgos de sobrepesca ni de sobreexplotación (**Figura P19**).

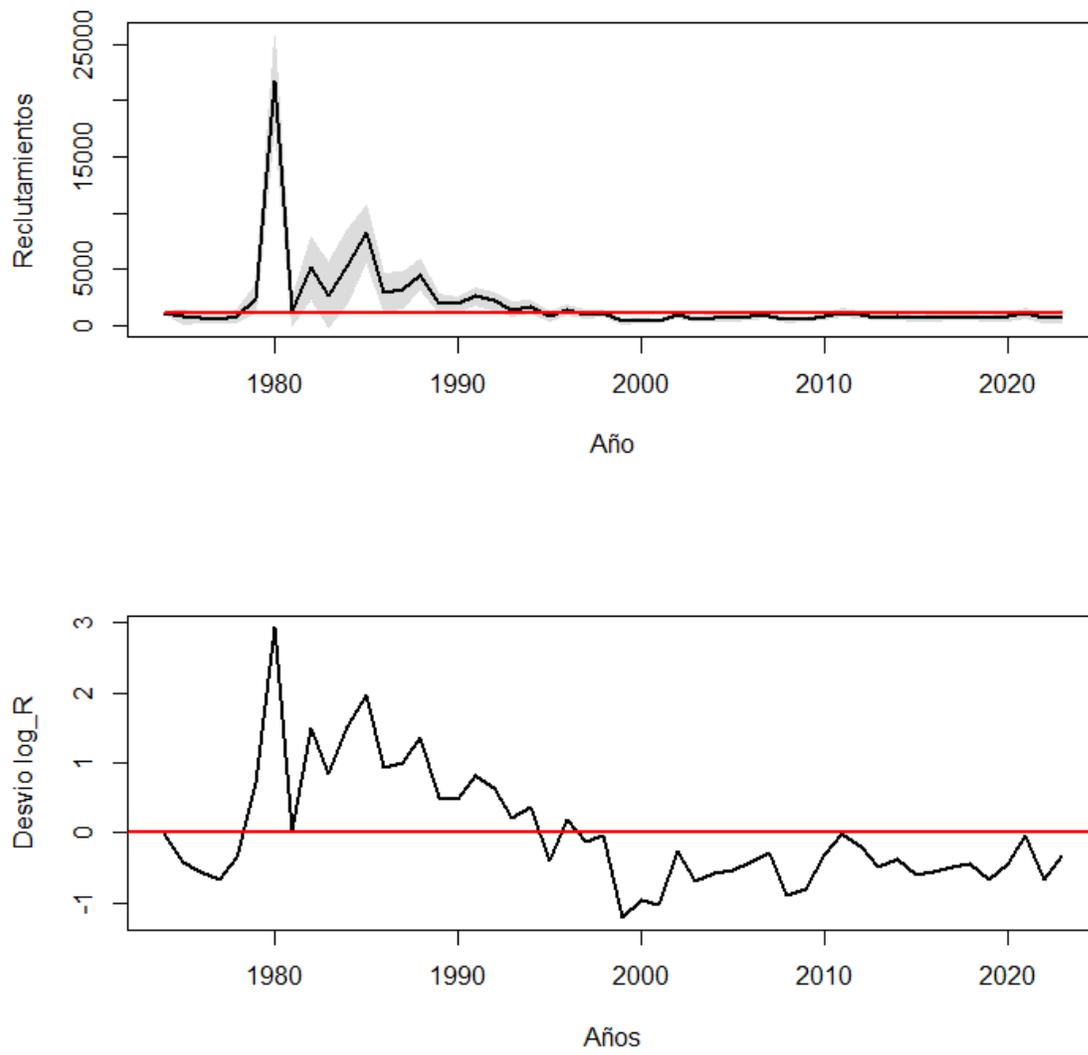


Figura P16. Reclutamientos anuales-anuales y anomalía de sus desviaciones en Pinchagua.

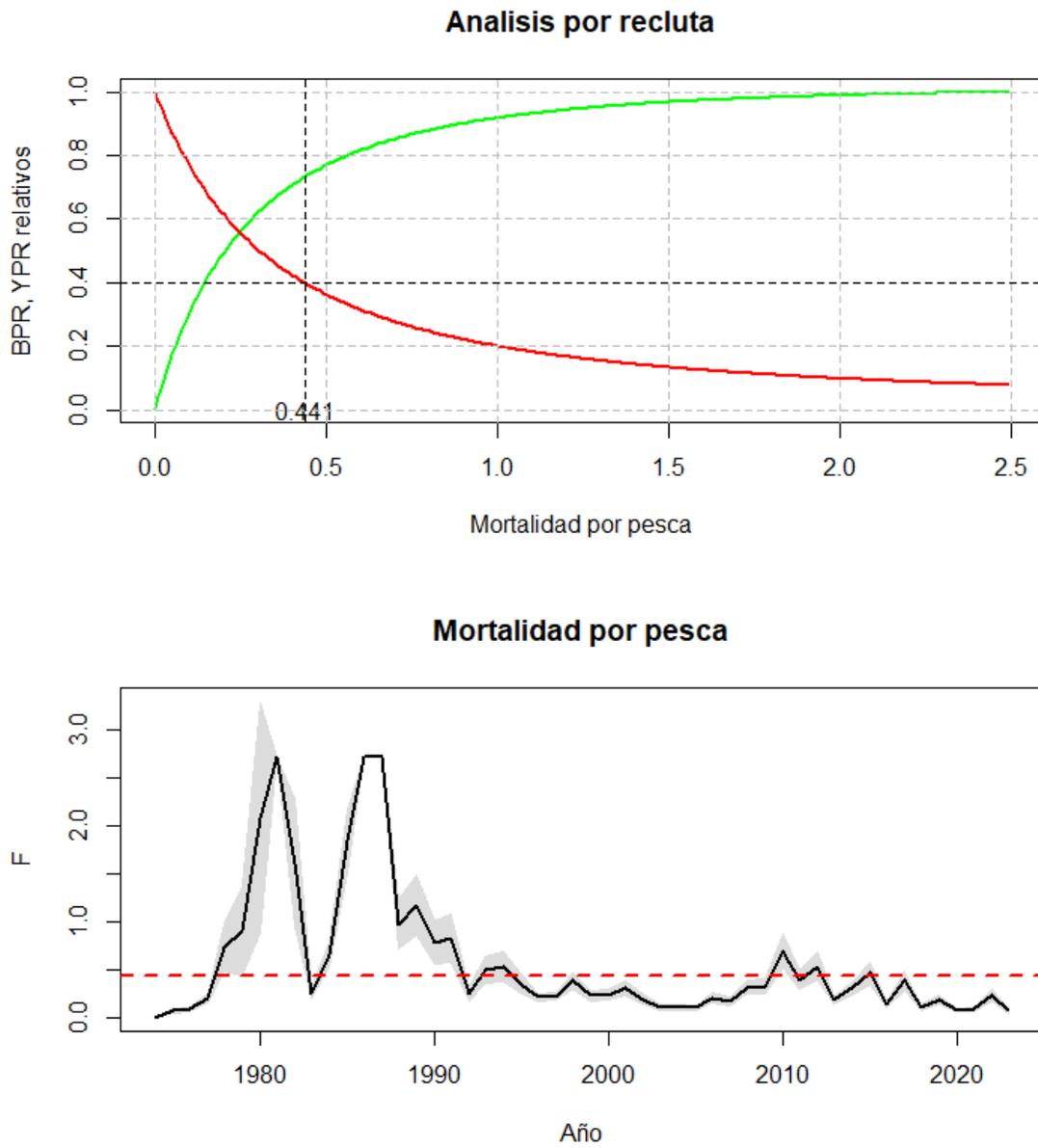


Figura P17. Curvas de equilibrio de rendimiento y biomasa por recluta, mortalidad de referencia en el MSY y mortalidad por pesca anual

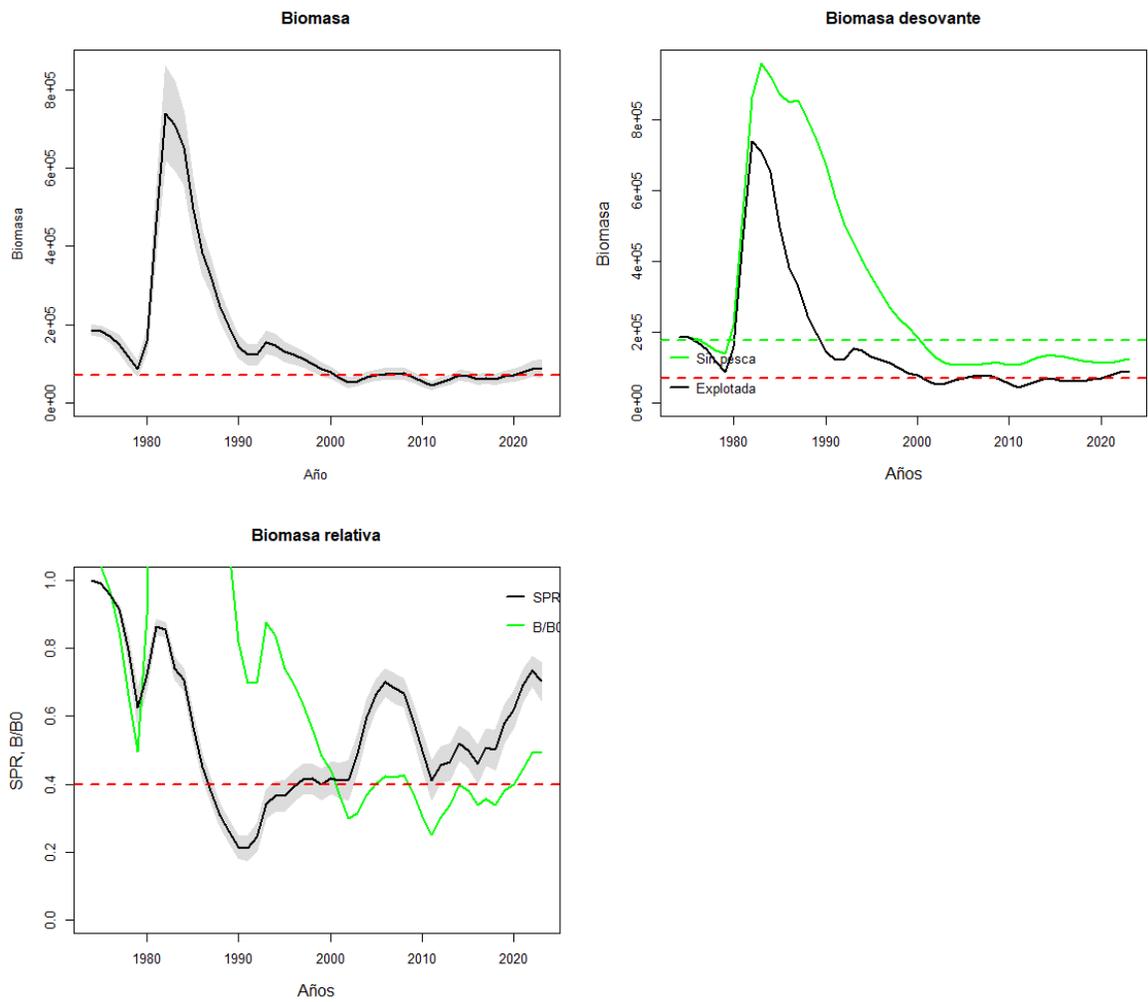


Figura P18. Variación anual de la biomasa desovante con y sin pesca, y de la tasa de potencial reproductivo/biomasa relativa en Pinchagua.

$B/Brms = 1.23$ (risk_SE= 0.08) $F/Frms = 0.18$ (risk_SP= 0)

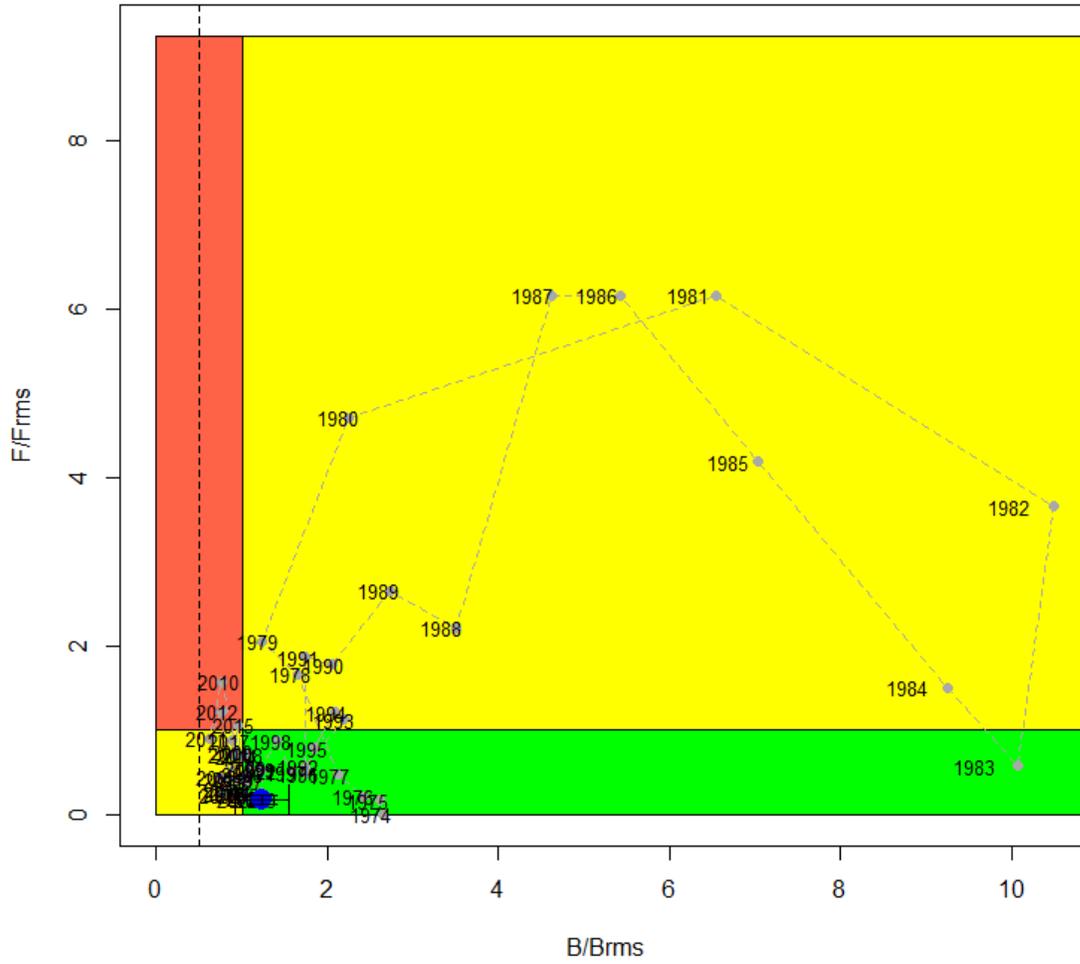


Figura P19. Diagrama de Kobe en Pinchagua.

Tabla P7. Estimaciones de biomasa adulta, reclutamiento, mortalidad por pesca, reducción de biomasa adulta virginal y razón de potencial reproductivo (SPR) de Pinchagua.

Año	Biomasa	R_R0	Fcr	F_Fmrs	B_Brms	B_B0	SPR
2001	63669	0.36	0.31	0.71	0.90	0.36	0.41
2002	52450	0.76	0.20	0.44	0.74	0.30	0.41
2003	55562	0.50	0.11	0.24	0.79	0.32	0.49
2004	64664	0.56	0.12	0.26	0.92	0.37	0.60
2005	70765	0.58	0.10	0.24	1.00	0.40	0.67
2006	74479	0.65	0.21	0.48	1.06	0.42	0.70
2007	74093	0.75	0.17	0.39	1.05	0.42	0.68
2008	74985	0.41	0.32	0.71	1.06	0.43	0.67
2009	66146	0.45	0.33	0.74	0.94	0.38	0.59
2010	53713	0.73	0.70	1.58	0.76	0.31	0.50
2011	44234	0.98	0.40	0.91	0.63	0.25	0.41
2012	53261	0.83	0.54	1.22	0.76	0.30	0.46
2013	59537	0.62	0.18	0.41	0.85	0.34	0.46
2014	70060	0.69	0.31	0.70	0.99	0.40	0.52
2015	67201	0.55	0.47	1.06	0.95	0.38	0.50
2016	59687	0.57	0.14	0.31	0.85	0.34	0.46
2017	62883	0.61	0.39	0.88	0.89	0.36	0.51
2018	59378	0.63	0.11	0.26	0.84	0.34	0.50
2019	67089	0.51	0.19	0.42	0.95	0.38	0.58
2020	70273	0.64	0.08	0.18	1.00	0.40	0.62
2021	78206	0.96	0.09	0.20	1.11	0.44	0.69
2022	86755	0.51	0.23	0.52	1.23	0.49	0.73
2023	86922	0.72	0.08	0.18	1.23	0.49	0.70

Análisis de escenarios y retrospectivo

Una extensión del análisis consideró seis escenarios adicionales de evaluación a fin de evaluar la incertidumbre estructural en la estimación y el diagnóstico de la Pinchagua. Los resultados mostraron que, en cualquiera de los casos analizados, la condición de la población de Pinchagua no difiere siendo ésta favorable y por sobre la biomasa de referencia. (**Figura P20, Tabla 8P**). El análisis muestra que de los escenarios estadísticamente comparables (S1 a S4), el más verosímil (menor log likelihood) corresponde a S3 o S4. En el caso de S4, el valor de L_0 resultó apenas menor y el coeficiente de capturabilidad del crucero ($q=0.94$) indica que las estimaciones de biomasa estarían subestimadas en un 6% respecto del valor verdadero (**Tabla P9**). En este escenario, la desviación de la talla a la edad ($\alpha=1.77$) se estima invariante equivalente al 12% de L_0 (**Figura P20, Tabla P9**).

Complementariamente, el escenario S4 fue analizado respecto del patrón retrospectivo cuyo resultado indica que al eliminar de manera secuencial los datos de los últimos años, el modelo tiende a sobreestimar la biomasa en un 2% (ρ) y subestimar la mortalidad por pesca en un 2% promedio, niveles de sesgo considerados adecuados según el criterio de Carvalho et al (2021) (**Figura P21**).

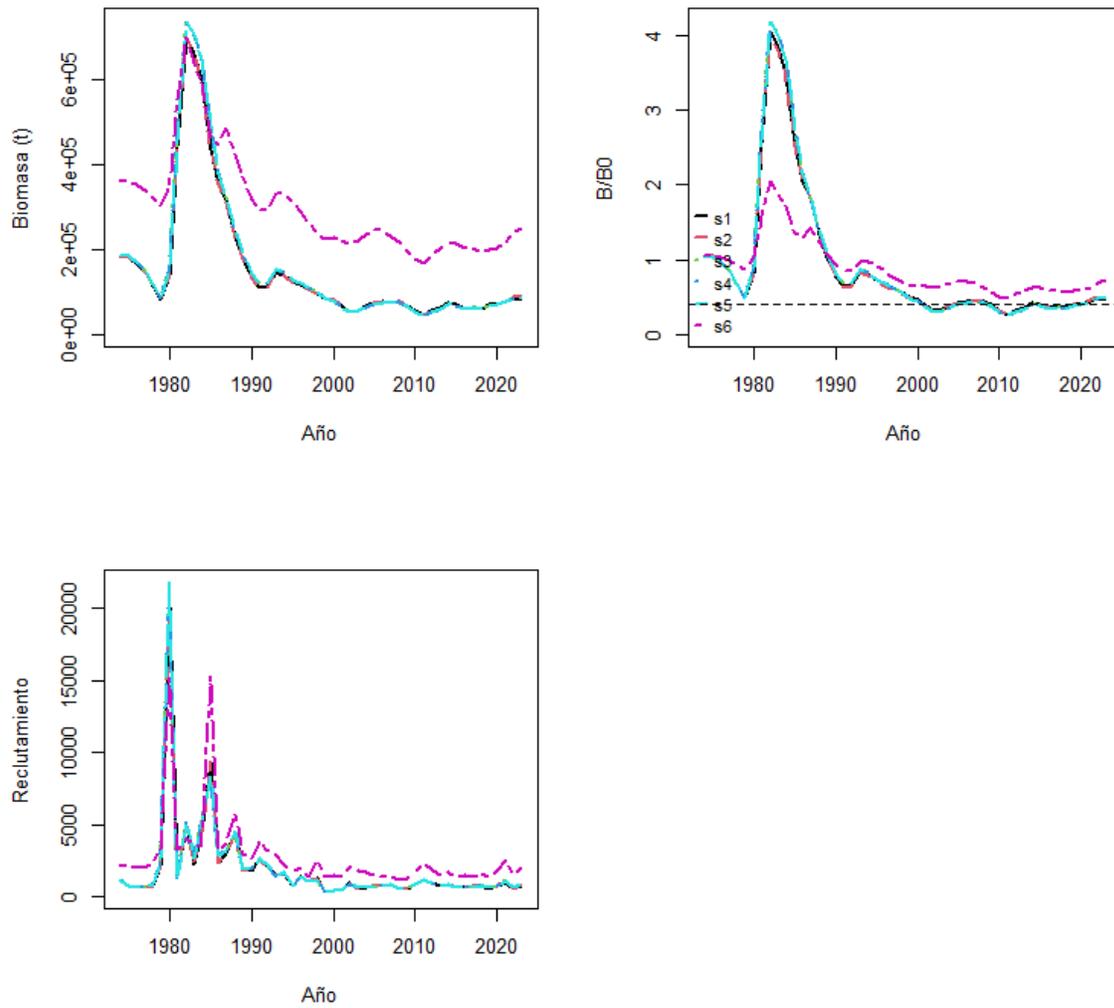


Figura P20. Biomasa adulta, reducción poblacional (B/B_0) y reclutamientos de Pinchagua para distintos escenarios alternativos de evaluación.

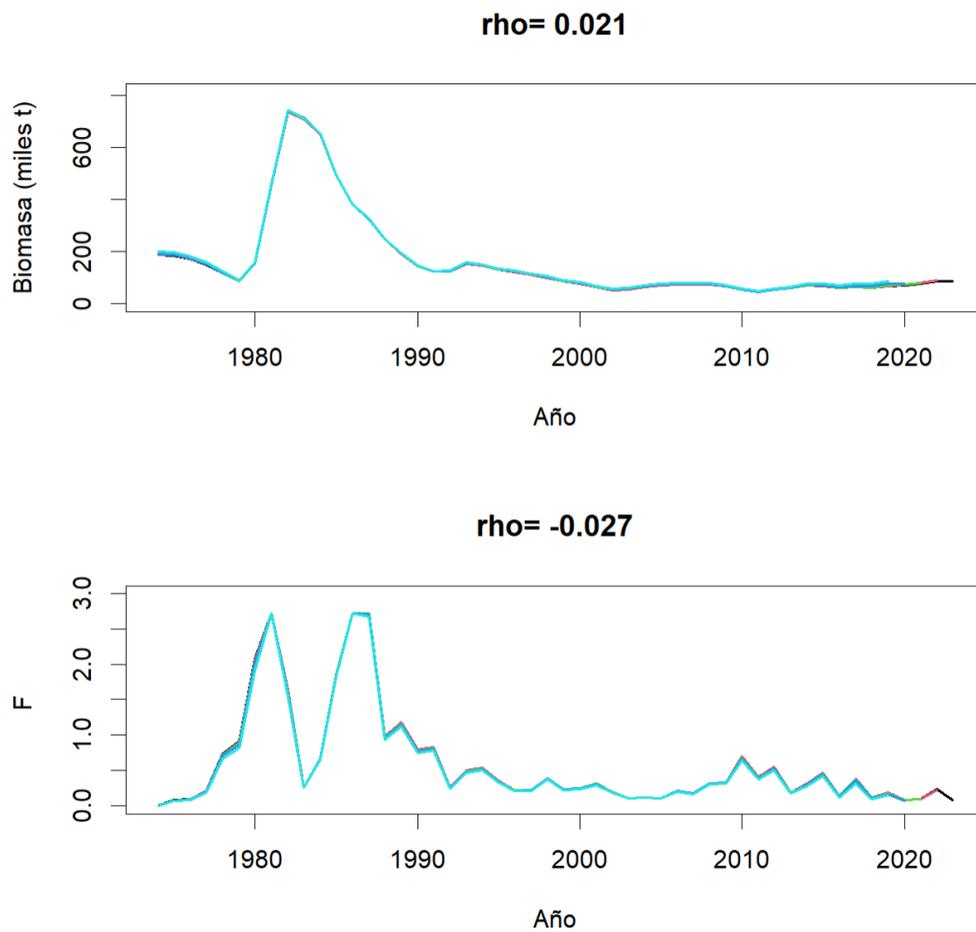


Figura P21. Análisis retrospectivo y valor del coeficiente rho de Mohn. Pinchagua

Tabla P8. Log-verosimilitud en escala absoluta (arriba) y relativa al menor valor (abajo) de las fuentes de datos/error en Pinchagua.

Modelo	lcpue	lcru	lcapt	lpropf	lpropc	ltot
S1	47.7	19.3	2.2	9229.2	322.7	9688.3
S2	48.7	7.1	2.2	9228.5	312.6	9665.4
S3	50.5	6.6	2.0	9182.3	308.4	9618.3
S4	50.5	6.6	2.0	9182.4	308.5	9618.3
S5	49.2	5.0	1.9	9183.5	155.6	9463.2
S6	24.5	9.0	0.1	1564.0	56.3	1682.9

Modelo	lcpue	lcru	lcapt	lpropf	lpropc	ltot
S1	0	13	0	47	14	70
S2	1	1	0	46	4	47
S3	3	0	0	0	0	0
S4	3	0	0	0	0	0

Tabla P9. Parámetros biológico-pesqueros estimados en los escenarios de evaluación de stock de Pinchagua.

Modelo	k	Lo	alfa	beta	q_cru	B_B0	B_Brms	cv_cpue	cv_acus	Grad
S1	0.26	15.16	0.00	0.10	0.88	0.47	1.18	0.32	0.89	2.57E-05
S2	0.26	15.16	0.00	0.10	0.92	0.51	1.28	0.32	0.54	1.98E-04
S3	0.26	15.16	1.78	0.00	0.94	0.49	1.23	0.33	0.52	3.06E-05
S4	0.26	15.11	1.77	0.00	0.94	0.49	1.23	0.33	0.52	1.95E-04
S5	0.26	15.09	1.79	0.00	0.94	0.49	1.23	0.33	0.51	3.69E-05
S6	0.26	15.16	1.85	0.00	0.77	0.73	1.83	0.23	0.59	3.86E-05

4.3 Macarela (*Scomber japonicus*)

Ajuste del modelo y estimación de parámetros

En la **Figuras M9, M10, M11 y M12** se muestra el ajuste del modelo de evaluación a los distintos conjuntos de datos de Macarela, mientras el desempeño de los residuales respecto de los supuestos de normalidad se entrega en **Figura M13**. Los parámetros del modelo resueltos en escala log ($n=128$) se reportan en la **Tabla M6** y se destaca además el valor del gradiente $3.5E-05$ lo que confirma la convergencia del modelo. Los resultados no muestran grandes patrones en los residuales y se destaca un buen ajuste a la señal de abundancia CPUE anual y la talla promedio de las capturas ($RMSE < 0.3$, Carvalho et al, 2021), y en menor calidad el ajuste a la biomasa de cruceros ($RMSE > 0.3$) (**Figura M9**).

Por su lado, el ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas y los cruceros se observa adecuada pese a la mayor irregularidad entre años esperable en este tipo de recursos (**Figura M10 y 12**). La variabilidad anual y tendencia de las composiciones de tallas fue reproducida por el modelo bajo el uso de bloques de patrones de explotación anual. En este contexto, se observa que tanto los patrones de explotación de la flota como de los cruceros (**Figura M14**) han tenido gran variabilidad y cambios en torno a la talla de madurez. Los resultados también indican que en las composiciones de tallas de las capturas habrían más de 6 grupos anuales de edad (**Figura M15**), y que la talla de reclutamiento a la población se estima en torno a los 12.19 cm. De acuerdo con la tasa de crecimiento y a partir de esta medida, un individuo recién reclutado tardaría dos años en alcanzar la talla de primera madurez calculada en torno a los 23 cm (**Figuras M14, M15**). No obstante la gran variabilidad interanual de las composiciones de tallas, el modelo logra reproducir las composiciones de manera aceptable. De esto se destaca el mayor nivel de error de observación durante los cruceros, debido al acotado proceso temporal de recolección de datos (un mes en el año). En efecto, de la información se destaca la falta de representación de los peces más grandes (año 2022) lo cual indicaría que en el diseño de muestreo empleado en la evaluación acústica, no solo existirían importantes cambios en el patrón de selectividad del crucero, sino también en la disponibilidad talla-específica a la zona de pesca.

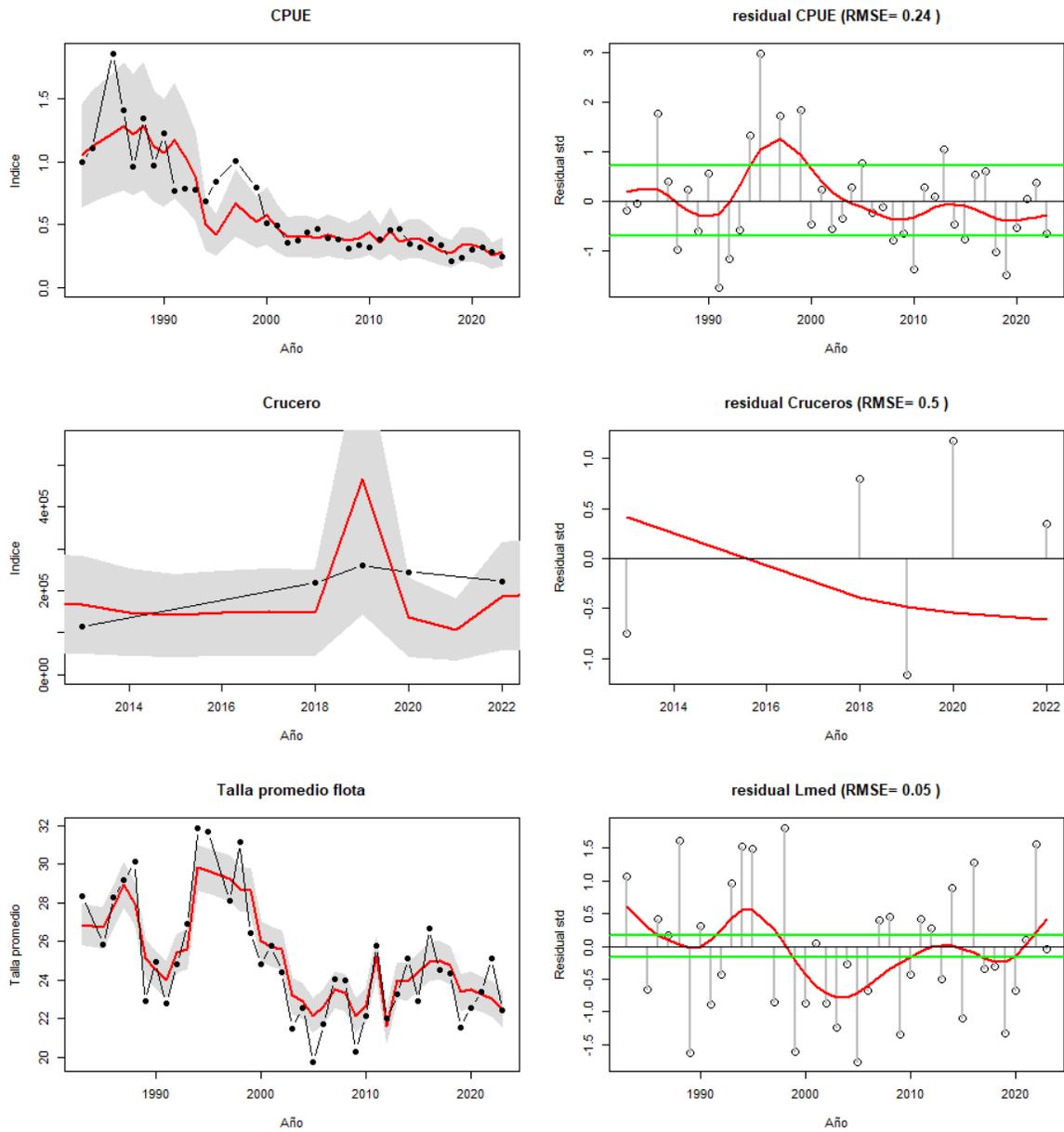


Figura M9. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos (líneas y puntos negros) de CPUE, biomasa acústica, y talla promedio de los desembarques de Macarela. La línea verde muestra el rango de confianza de tres veces la desviación estándar (Carvalho et al, 2021)

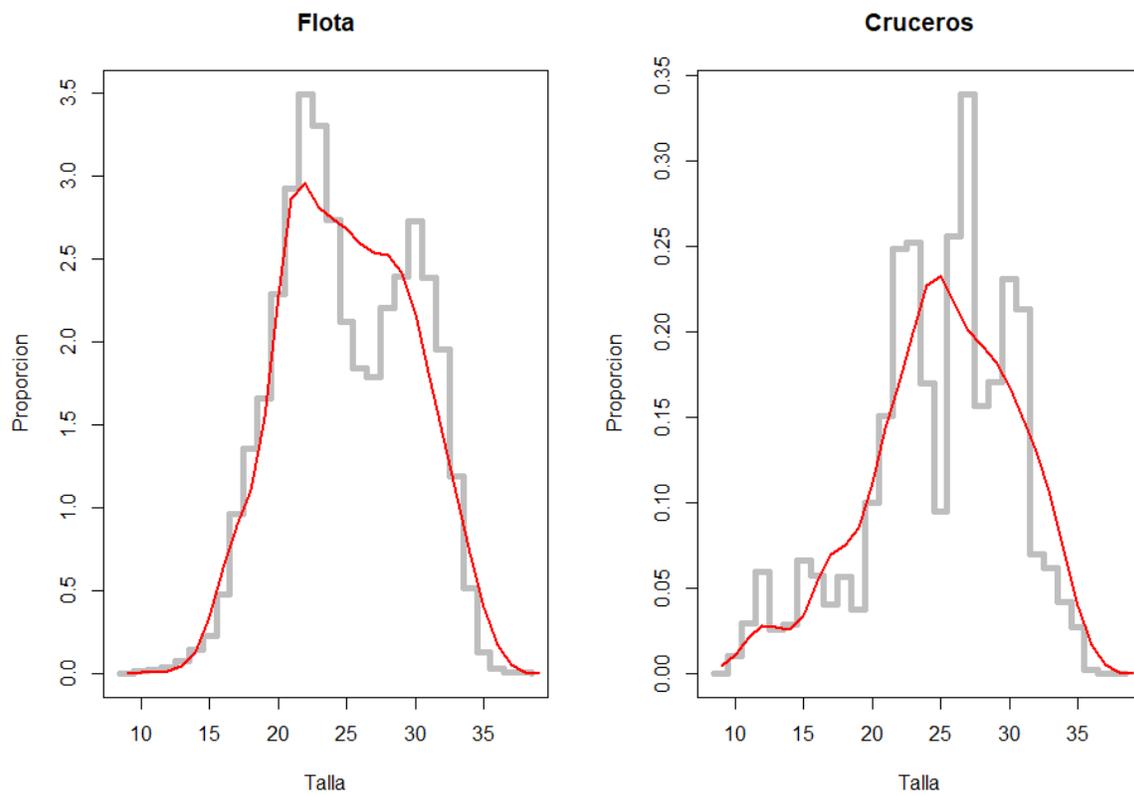


Figura M10. Ajuste del modelo a las frecuencias de talla totales de las capturas y cruceros acústicos de Macarela.

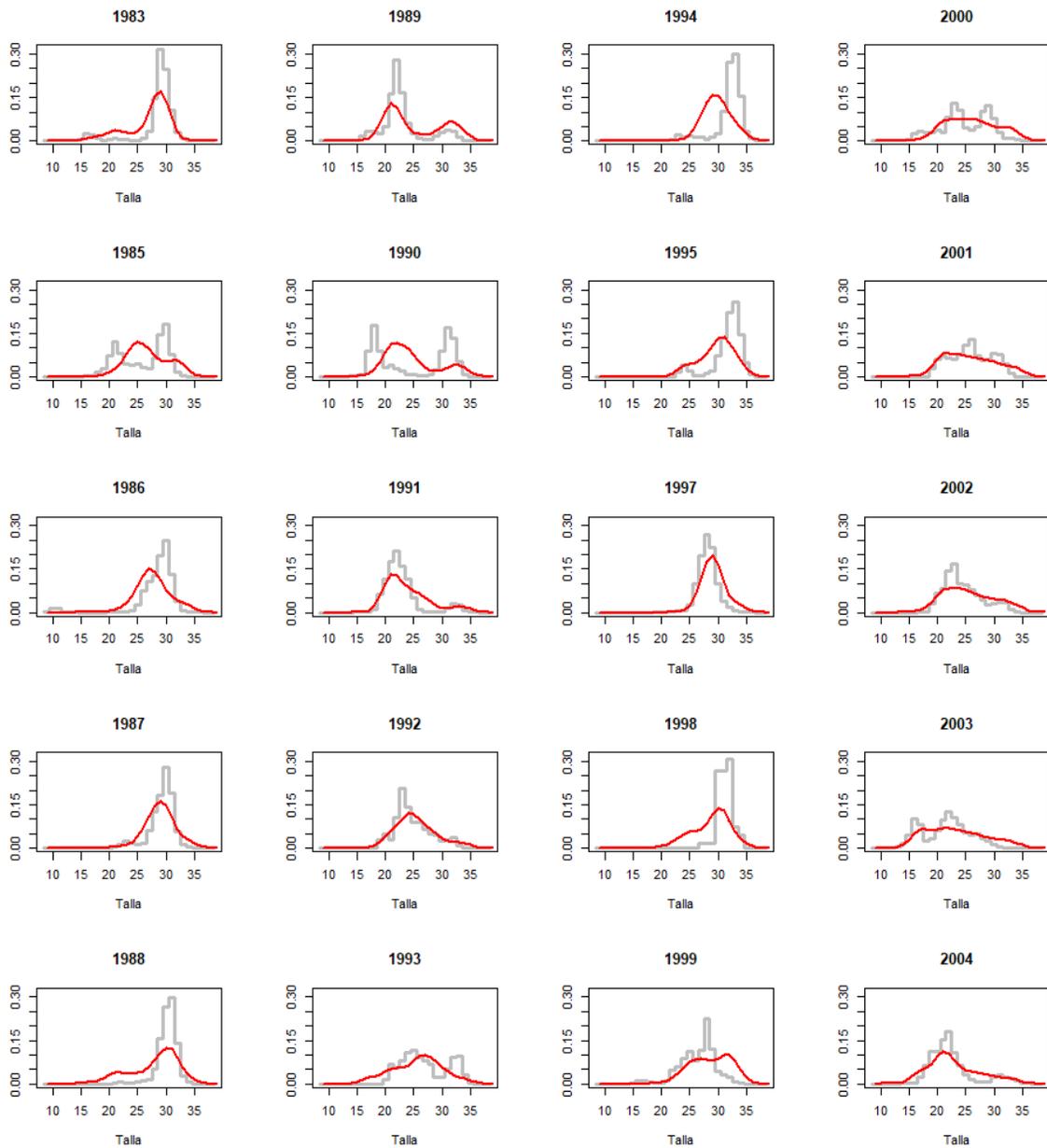


Figura M11. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas anuales de Macarela.

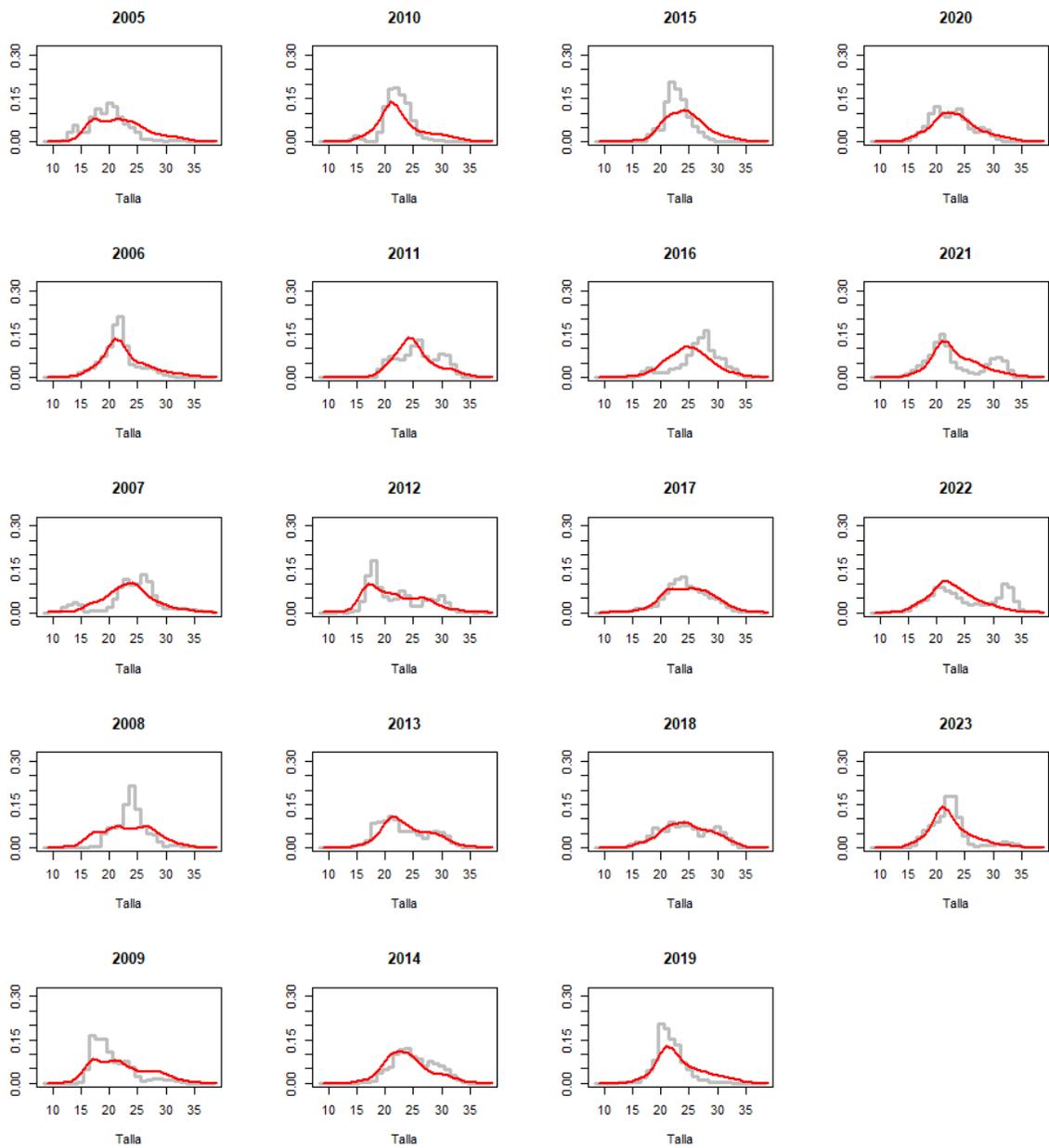


Figura M11. (continuación)

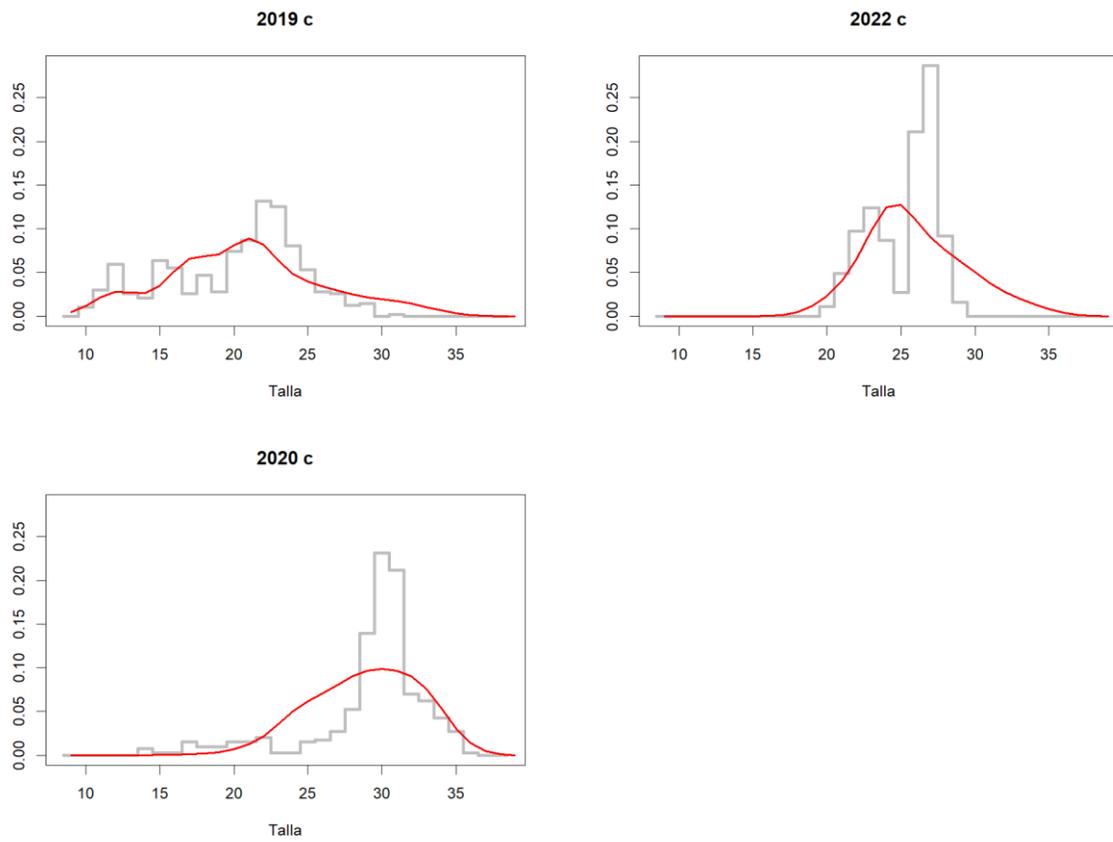


Figura M12. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de los cruceros de Macarela.

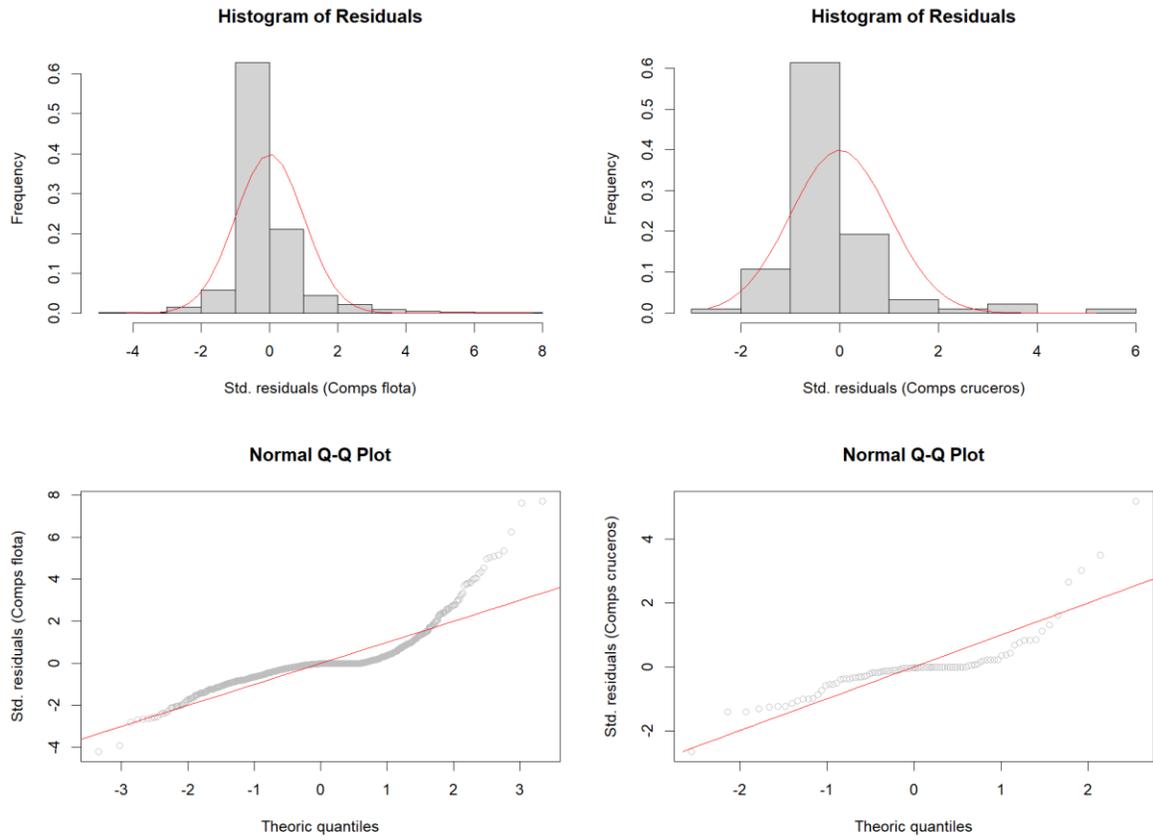


Figura M13. Histograma de residuales y diagrama qq-plot de las composiciones de tallas de las capturas (lado derecho) y los cruceros (lado izquierdo).

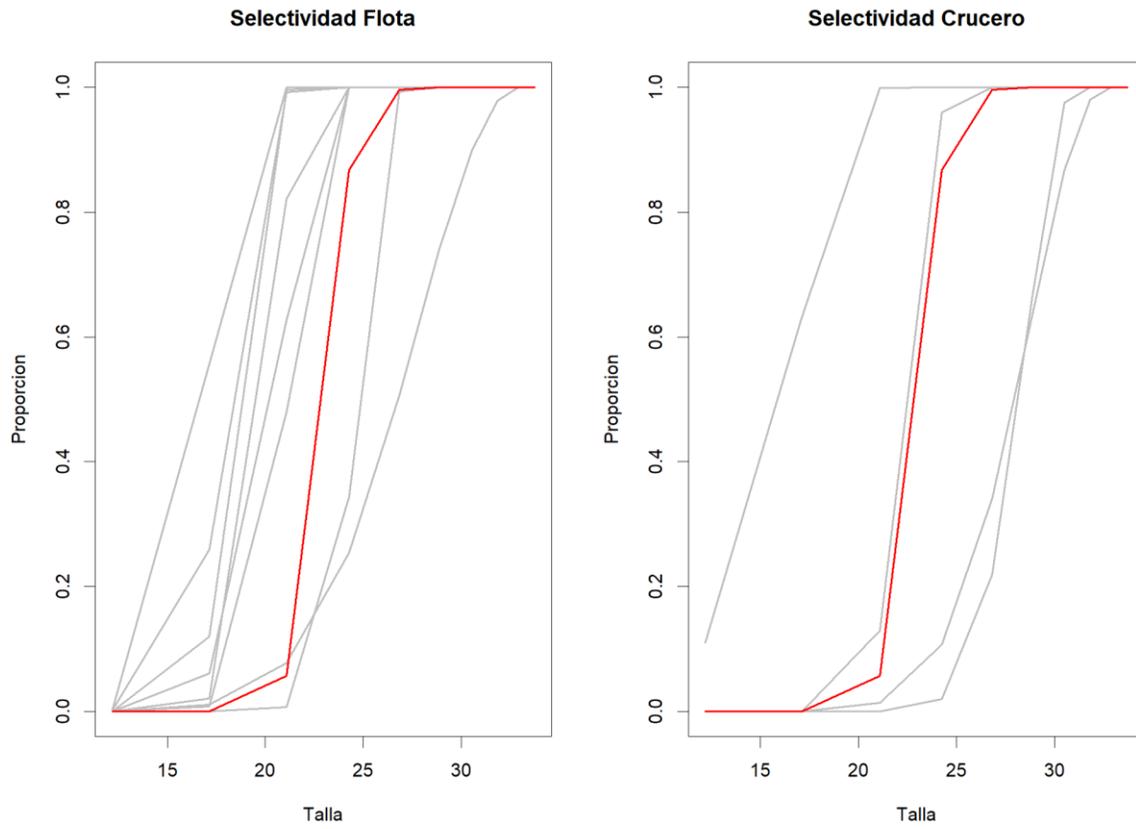


Figura M14. Selectividad (líneas grises) de la flota y cruceros acústico, y proporción de madurez a la talla (línea roja) en Macarela.

Tabla M6. Parámetros del modelo de Macarela.

```
# Number of parameters = 128 Objective function value = 3533.87177733333 Maximum gradient component
= 3.51751965828301e-005
# log_L50:
3.49491817143499 3.10234008173533 3.29748034301040 3.06406701852590 3.16157073394772
2.96547183182766 3.17122037793952 3.05700224036919
# log_sigma1:
1.65718649381766 0.611368470891694 0.639599612087870 0.958177517562415 0.729608901972768
0.742832816071056 1.04341984352212 0.696521356545551
# log_sigma2:
6.90775527898214 6.90775527898214 6.90775527898214 6.90775527898214 6.90775527898214
6.90775527898214 6.90775527898214 6.90775527898214
# log_L50c:
3.43592004537831 3.05648390869248 3.48529820892863 3.21093501449410
# log_sigma1c:
0.886815353475514 1.46095859990780 1.37540118803870 0.607121704173190
# log_sigma2c:
9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618 9.21034037197618
# log_Ro:
9.07739875115
# dev_log_Ro:
0.00177232149505 0.0348514922106 0.0463854997458 0.0977269762895 3.03845553078 0.104801273934
0.387329222923 1.71984721463 2.47146144455 1.00054668059 -0.0807671881068 -0.572412353655 -
0.552321862533 0.877222521785 0.741563098315 1.17089334876 -0.275472708457 -0.788297748988 -
0.844542862850 1.54884378180 -0.879179392880 0.0357726406592 0.246974161117 -0.233440629869 -
0.483846224293 -0.509830164527 -0.761881005059 -0.944146082365 -0.0493552128881 -0.445477402084
0.247108077601 -0.729965244906 -0.705049782345 -0.448409375383 0.275696194608 -0.671660549336 -
0.477782879214 0.145977817349 0.0736313359103 -0.127904069272 -0.712951394838 -0.586084610087 -
0.781569133117 -0.206665255052 -0.549599822007 -0.116618284226 -0.479221541128 -0.0478938762933 -
0.205774409500 0.00126043020625
# log_F:
-13.1818292139 -2.33361166360 -2.08512999478 -1.28786326124 -0.119258125872 -0.348703314503 -
0.823728419933 -1.00743358178 -1.06501514276 -1.96526876859 -1.53489988844 -1.60338501448 -
2.02460228451 -2.57500577250 -2.06066442243 -2.50464550048 -3.06421558846 -3.54257428797 -
4.21738174496 -3.32904133633 -3.37034791797 -2.45104521733 -2.35787094898 -1.70493437312 -
2.89482058597 -3.28822571569 -2.44430168299 -2.23195399796 -3.66388098109 -2.88689285626 -
2.47393836461 -1.63279936249 -2.85119663402 -2.65552584205 -3.28796200879 -2.81373052095 -
2.59098987314 -2.90479935267 -2.64273133414 -1.89619494555 -1.95654779628 -1.82860590692 -
1.74951399671 -1.88801849937 -2.67605834728 -3.63831311198 -2.11291232201 -1.13852584284 -
0.976927440261 -2.11655182518
# log_qflo:
-14.2796286572
# log_qcru:
0.0259434001794
# log_b:
0.00000000000
# log_Linf:
3.61630876128
# log_k:
-1.51412773263
# log_Lo:
2.50061594349
# log_aedad:
0.509167814417
```

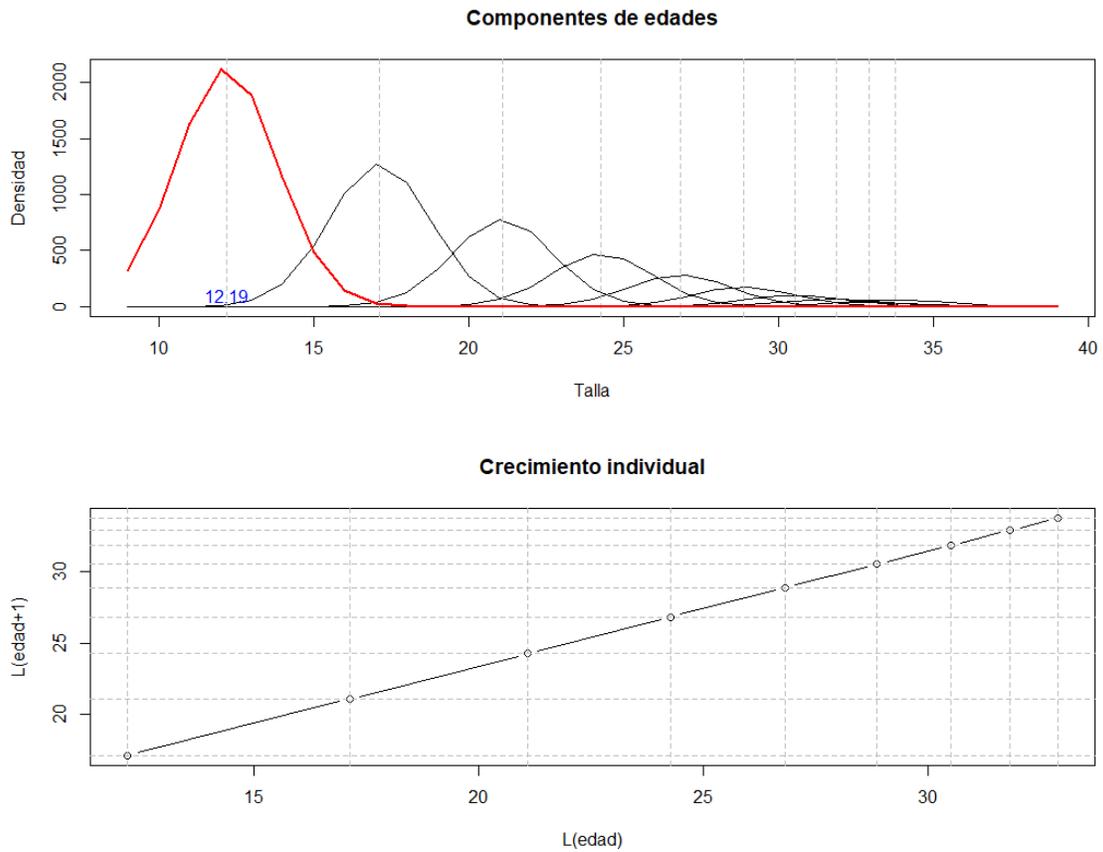


Figura M15. Modelo de crecimiento anual por componentes modales en Macarela. En color azul se indica la talla estimada de reclutamiento.

Variables poblacionales y diagnóstico

La variabilidad de los reclutamientos de macarela se resume en dos grandes períodos de cambios de régimen; uno de mayor productividad hasta el año 1995, y otro en el cual se desarrolla un período de anomalías negativas hasta el año más reciente (**Figura M16**). Estos cambios de productividad ha sido determinante tanto en el desempeño de la pesquería como en las estimaciones poblacionales. De hecho, la trayectoria de la mortalidad por pesca anual muestra que en la historia, solo en el año 2022 se habría excedido el umbral de la sobrepesca y que los grandes cambios en la población han estado determinados por las fluctuaciones del reclutamiento. Al respecto, la mortalidad por pesca de referencia F_{rms} se estima en 0.331 (**Figura M17**).

Se estima que desde el 2005 la biomasa adulta ha variado en torno a $Brms$ y con una ligera tendencia a la disminución hacia los últimos dos años (**Figura M17**). A lo largo de la historia, la biomasa ha estado mayoritariamente por sobre o en torno a la biomasa de referencia $Brms$ (**Figura M17, Tabla M7**). La condición más reciente indica que el potencial reproductivo (SPR) cayó al 40% de la biomasa que habría existido sin pesca, mientras que la tasa de sobreexplotación ($B/Brms$) muestra que recién en los dos años más recientes la población habría caído por debajo del valor de biomasa de referencia (**Figura M18, Tabla M7**). Esto último se explica por las evidencias de sobrepesca antes mencionado.

Para fines de diagnóstico, como objetivo de manejo se considera el 40% de la biomasa adulta virginal (Canales y Jurado, 2021). Se estimó como proxy del Rendimiento Máximo Sostenido una biomasa desovante $Brms=374$ mil toneladas y un nivel de Rendimiento Máximo Sostenido de 220 mil toneladas. La biomasa adulta se estima en promedio en torno 352 mil toneladas equivalentes al 38% de la biomasa virginal, esto ligeramente por debajo del objetivo. Del mismo modo, los niveles de mortalidad por pesca promedio se estiman un 64% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia F_{rms} (**Tabla M7**). En base a lo anterior, el diagrama de Kobe y las medidas de incertidumbre indican que no existen los riesgos de sobrepesca mientras que el riesgo de sobreexplotación llega al 61% (**Figura M19**).

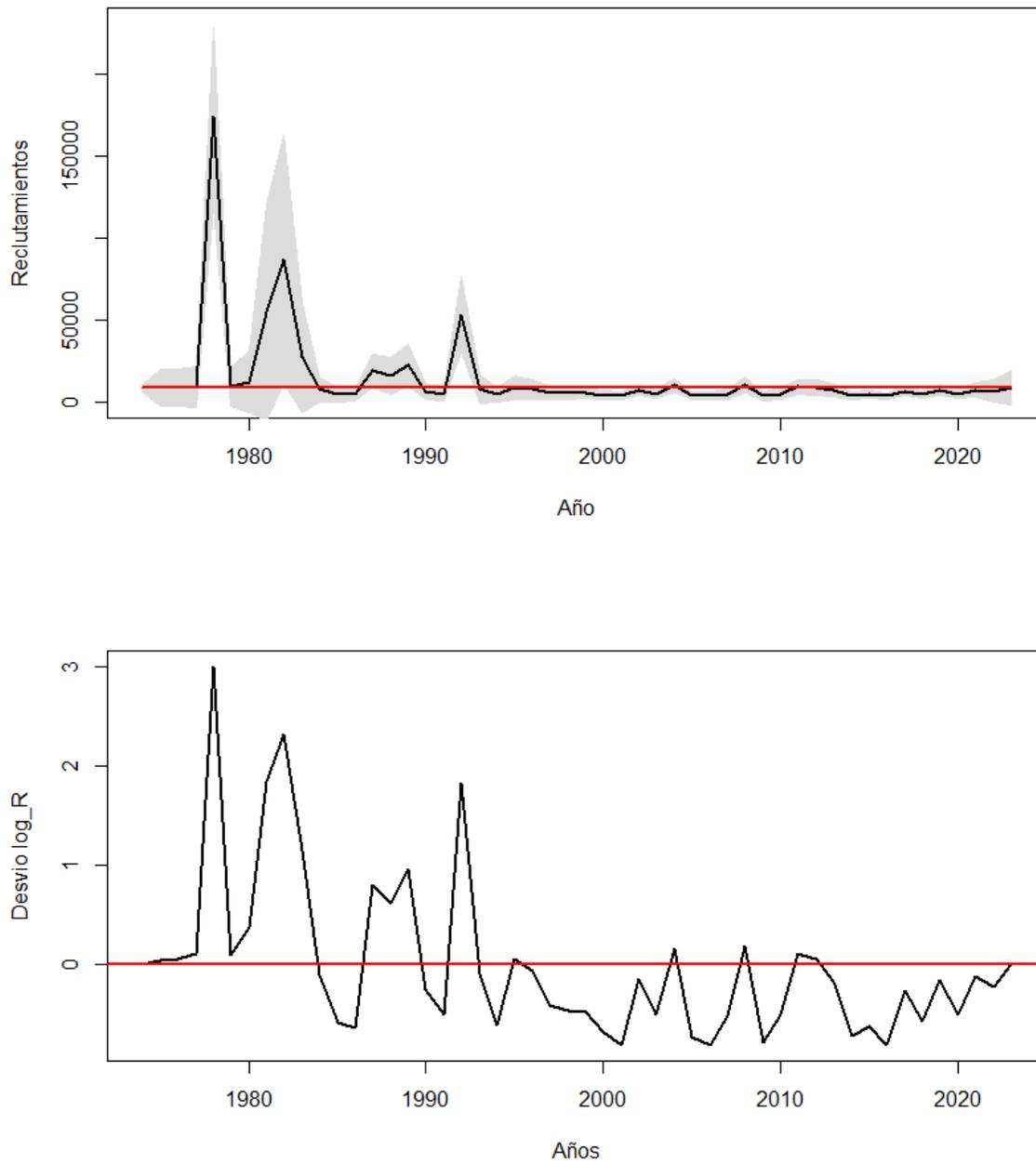


Figura M16. Reclutamientos anuales-anales y anomalía de sus desviaciones en Macarela.

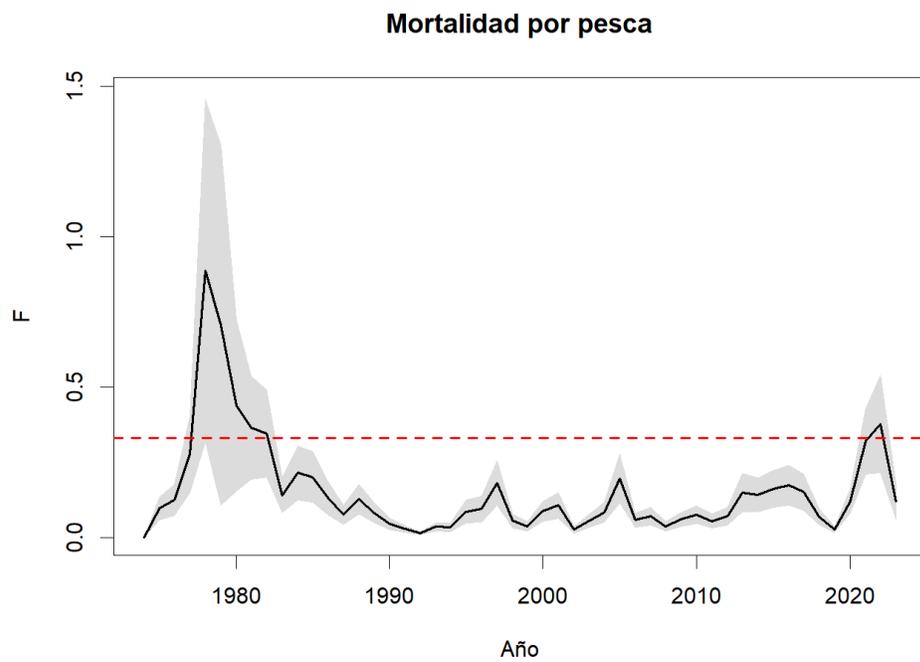
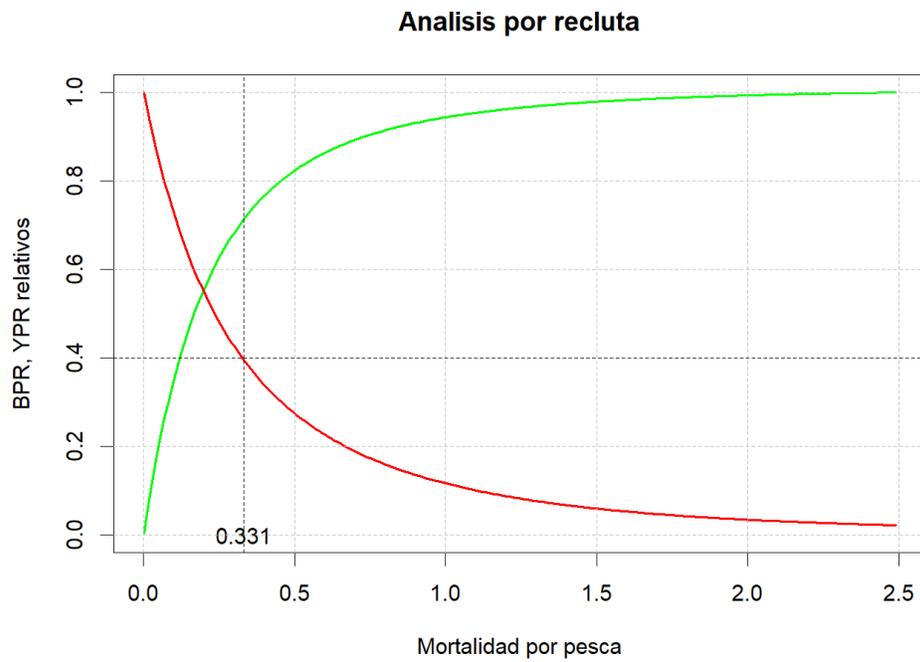


Figura M17. Curvas de equilibrio de rendimiento y biomasa por recluta, mortalidad de referencia en el MSY y mortalidad por pesca anual

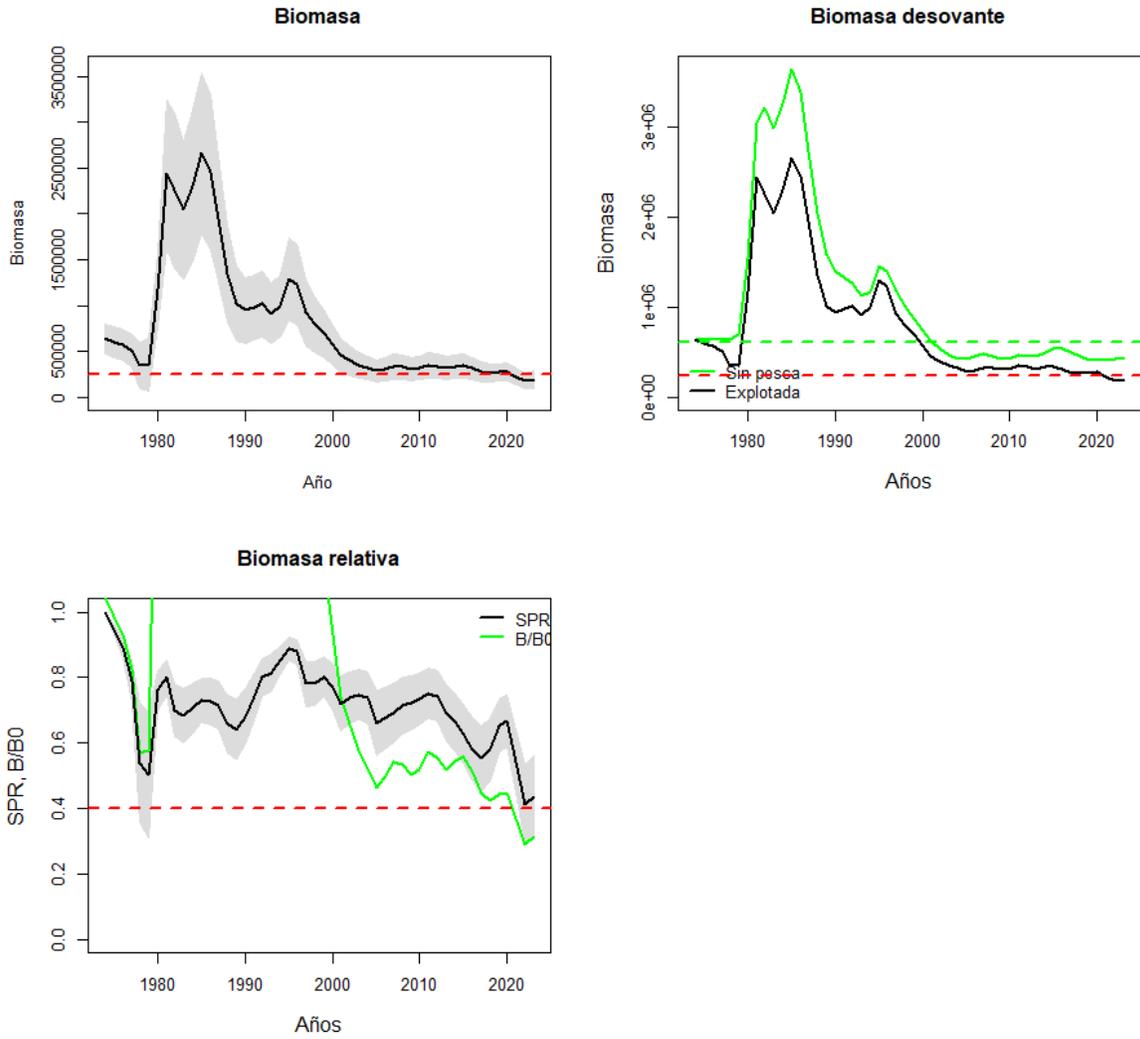


Figura M18. Variación anual de la biomasa desovante con y sin pesca, y de la tasa de potencial reproductivo/biomasa relativa en Macarela.

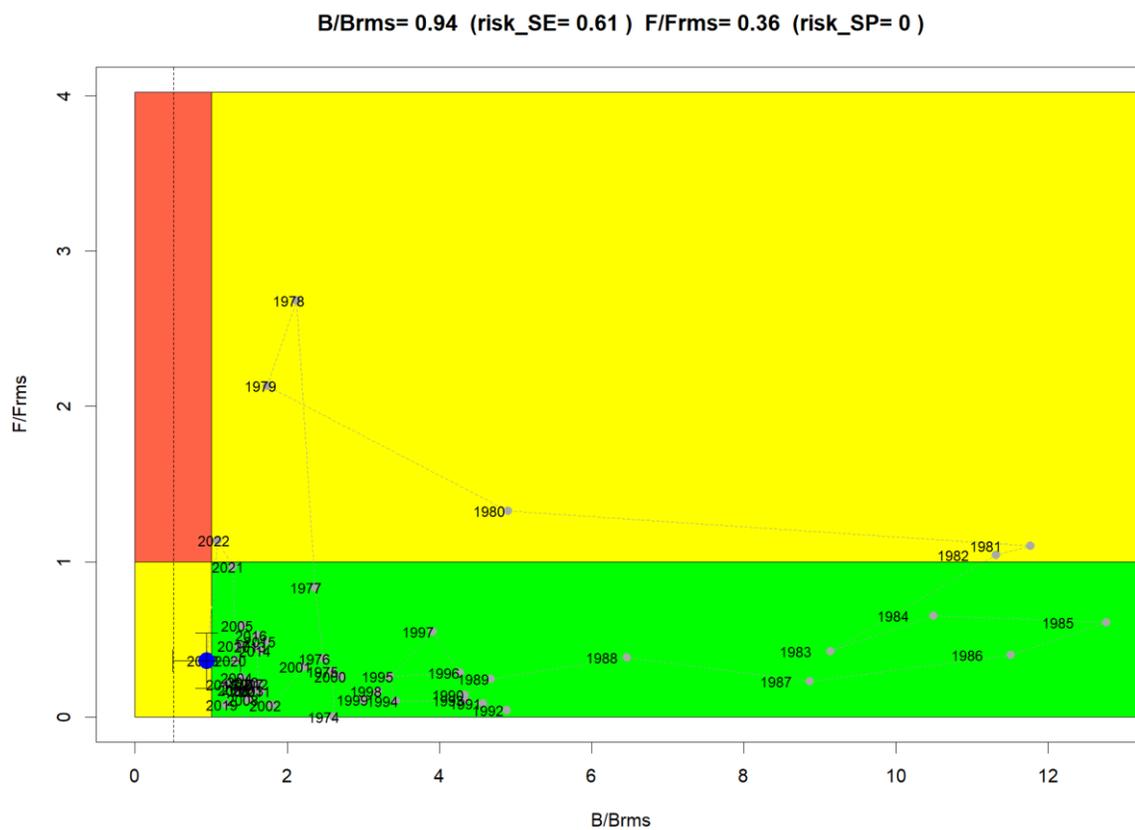


Figura M19. Diagrama de Kobe en Macarela.

Tabla M7. Estimaciones de biomasa adulta, reclutamiento, mortalidad por pesca, reducción de biomasa adulta virginal y razón de potencial reproductivo (SPR) de Macarela.

Año	Biomasa	R_R0	Fcr	F_Fmrs	B_Brms	B_B0	SPR
2001	833247	0.39	0.11	0.32	2.22	0.89	0.8
2002	676180	0.95	0.03	0.08	1.8	0.72	0.76
2003	584895	0.64	0.06	0.17	1.56	0.62	0.78
2004	528133	1.28	0.08	0.25	1.41	0.56	0.79
2005	529994	0.48	0.2	0.59	1.41	0.56	0.78
2006	510254	0.49	0.06	0.17	1.36	0.54	0.72
2007	583681	0.64	0.07	0.21	1.55	0.62	0.75
2008	558114	1.32	0.04	0.11	1.49	0.59	0.75
2009	532321	0.51	0.06	0.18	1.42	0.57	0.78
2010	559195	0.62	0.07	0.23	1.49	0.6	0.8
2011	623277	1.16	0.05	0.17	1.66	0.66	0.81
2012	609018	1.08	0.07	0.22	1.62	0.65	0.81
2013	598166	0.88	0.15	0.45	1.59	0.64	0.8
2014	623948	0.49	0.14	0.43	1.66	0.66	0.77
2015	647471	0.56	0.16	0.49	1.72	0.69	0.74
2016	603937	0.46	0.17	0.53	1.61	0.64	0.7
2017	512977	0.81	0.15	0.46	1.37	0.55	0.65
2018	451723	0.58	0.07	0.21	1.2	0.48	0.64
2019	450408	0.89	0.03	0.08	1.2	0.48	0.68
2020	495742	0.62	0.12	0.37	1.32	0.53	0.76
2021	482873	0.95	0.32	0.97	1.28	0.51	0.74
2022	408074	0.81	0.38	1.14	1.09	0.43	0.6
2023	352837	1	0.12	0.36	0.94	0.38	0.51

Análisis de escenarios y retrospectivo

Una extensión al análisis consideró seis escenarios adicionales de incertidumbre estructural en la estimación y el diagnóstico de la Macarela. Los resultados mostraron que, en cualquiera de los casos analizados, la condición de la población de Macarela no difiere siendo esta ligeramente por debajo a la biomasa de referencia. Las estimaciones de biomasa podrían ser ligeramente superior solo en el escenario S1 de peor desempeño estadístico (**Figura M20, Tabla M8**). El análisis muestra que de los escenarios estadísticamente comparables, el más verosímil (menor log likelihood) corresponde a S3. En este caso, el coeficiente de capturabilidad del crucero ($q=1.03$) indica que las estimaciones de biomasa estarían apenas sobrestimadas en un 3% respecto del valor verdadero (**Tabla M9**), mientras que la desviación de la talla a la edad equivale al 14% de L_0 estimado en 1.7cm (**Figura M20, Tabla M9**).

Finalmente, considerando el escenario S3 como base, un análisis retrospectivo indica que al eliminar de manera secuencial los datos de los últimos años, el modelo tiende a subestimar la biomasa en un 11% (ρ) y sobreestimar la mortalidad por pesca en un 16% promedio, niveles de sesgo considerados adecuados según el criterio de Carvalho et al (2021) (**Figura M21**).

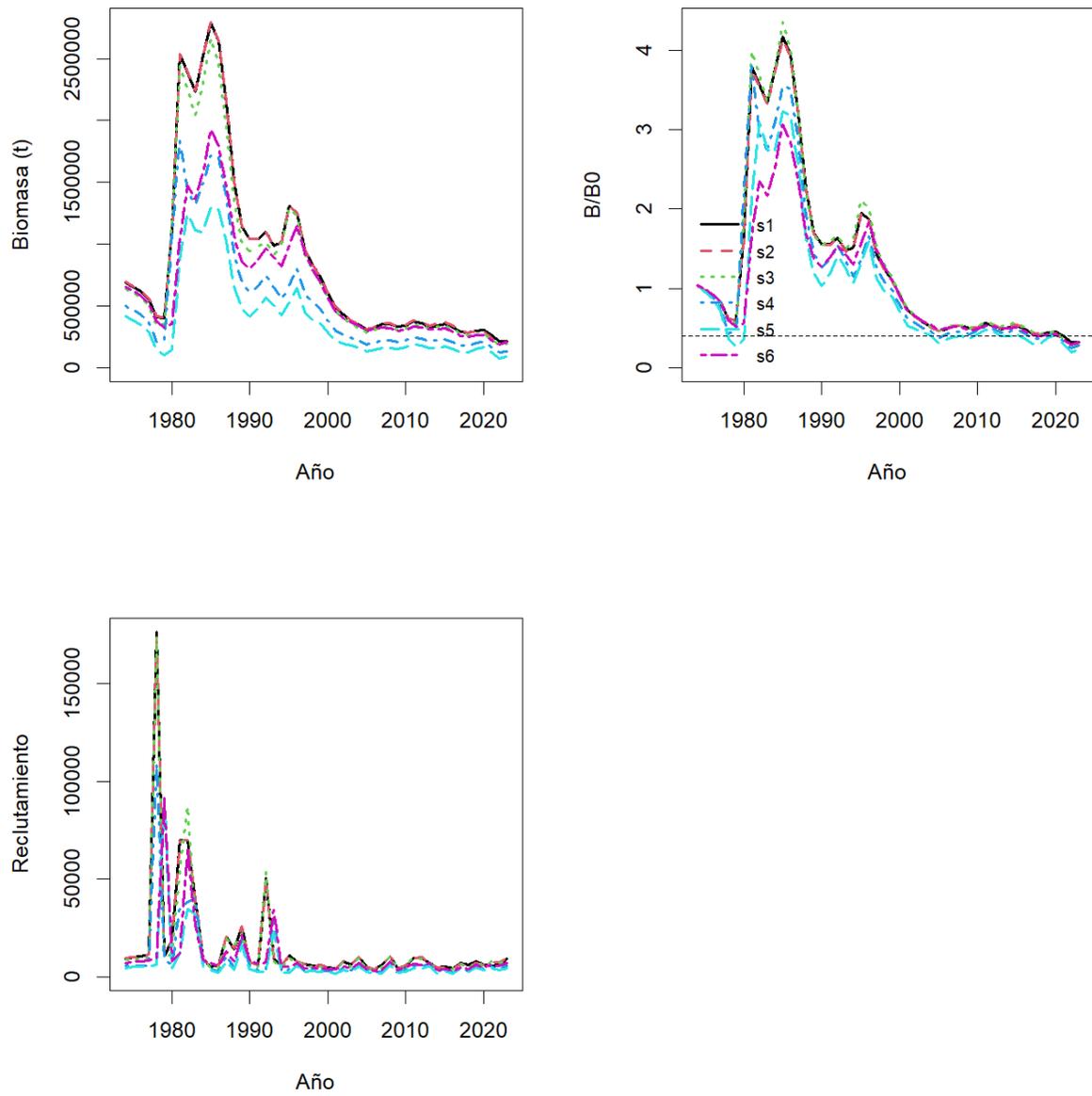


Figura M20. Biomasa adulta, reducción poblacional (B/B0) y reclutamientos de Macarela para distintos escenarios alternativos de evaluación.

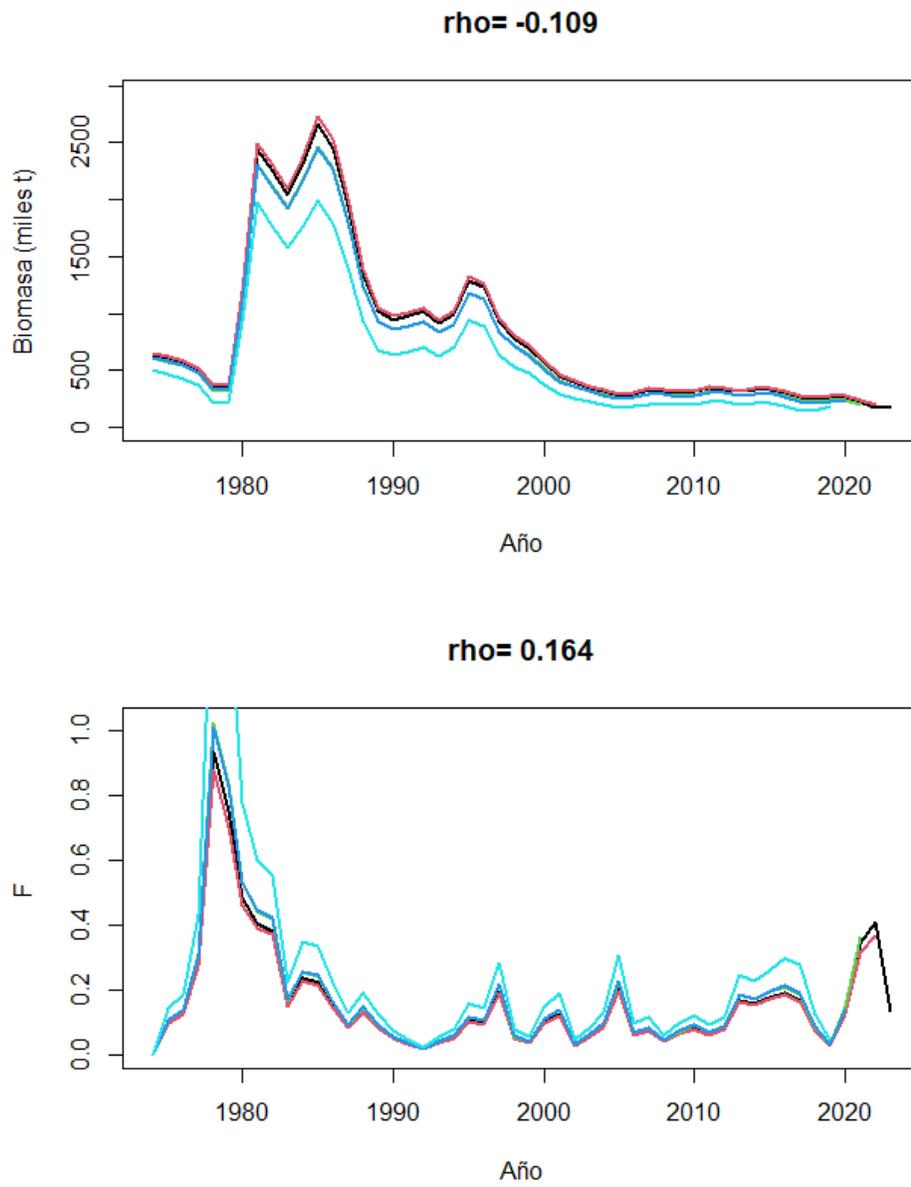


Figura M21. Análisis retrospectivo y valor del coeficiente rho de Mohn. Macarela

Tabla M8. Log-verosimilitud en escala absoluta (arriba) y relativa al menor valor (abajo) de las fuentes de datos/error en Macarela.

Modelo	lpue	lru	lcapt	lpropf	lpropc	ltot
S1	27.5	3.0	0.0	3220.3	275.9	3569.0
S2	26.8	3.8	0.0	3218.7	245.6	3538.0
S3	25.8	4.1	0.0	3204.6	244.6	3526.1
S4	27.7	5.4	0.1	3182.7	243.7	3507.5
S5	28.6	3.4	0.2	3178.0	122.9	3381.4
S6	17.8	2.7	0.0	1078.2	41.7	1173.8

Modelo	lpue	lru	lcapt	lpropf	lpropc	ltot
S1	1.7	0.0	0.0	37.6	32.2	61.4
S2	1.0	0.8	0.0	36.0	1.9	30.4
S3	0.0	1.0	0.0	21.9	0.9	18.6
S4	1.9	2.4	0.1	0.0	0.0	0.0

Tabla M9. Parámetros biológico-pesqueros estimados en los escenarios de evaluación de stock de Macarela.

Modelo	k	Lo	alfa	beta	q_cru	B_B0	B_Brms	cv_cpue	cv_acus	Grad
S1	0.22	12.19	1.3	0	0.57	0.42	1.05	0.24	0.43	1.18E-05
S2	0.22	12.19	1.3	0	0.96	0.36	0.89	0.24	0.48	2.04E-05
S3	0.22	12.19	1.7	0	1.03	0.37	0.94	0.23	0.50	3.52E-05
S4	0.26	11.86	1.61	0.00	1.35	0.32	0.80	0.24	0.54	2.91E-05
S5	0.26	11.69	1.63	0.00	1.22	0.29	0.71	0.25	0.67	1.59E-06
S6	0.25	12.39	1.47	0.00	0.98	0.37	0.92	0.19	0.41	9.58E-06

4.4 Picudillo (*Decapterus macrosoma*)

Ajuste del modelo y estimación de parámetros

En la **Figuras PIC9, PIC10, PIC11 y PIC12** se muestra el ajuste del modelo de evaluación a los distintos conjuntos de datos de Picudillo, mientras el desempeño de los residuales respecto de los supuestos de normalidad se entrega en **Figura PIC13**. Los parámetros del modelo resueltos en escala log ($n=48$) se reportan en la **Tabla PIC6** y se destaca además el valor del gradiente $8.52E-5$ lo que confirma la convergencia del modelo. Los resultados no muestran grandes patrones en los residuales y a excepto de la biomasa del crucero acústico, se destaca un buen ajuste a la señal de abundancia CPUE anual y la talla promedio de las capturas ($RMSE < 0.3$, Carvalho et al, 2021)), y en menor calidad el ajuste a la biomasa de cruceros ($RMSE > 0.3$) (**Figura PIC9**).

Las composiciones de tallas de los cruceros muestran mayor irregularidad entre años lo cual es esperable en este tipo de recursos, reflejado en un anómalo patrón de residuales del modelo de estimación (**Figura PIC10 y PIC12**). Esta situación se explica por una aparente inconsistencia entre la señal de biomasa dada por los cruceros y las composiciones de tallas de los mismos. Ante esto, en este análisis se privilegió el ajuste del modelo a la biomasa.

No obstante lo anterior, la variabilidad anual y tendencia de las composiciones de tallas fue mejor reproducida por el modelo bajo el uso de bloques de patrones de explotación anual. En este contexto, se observa que los patrones de explotación de la flota (**Figura PIC14**) se encuentran principalmente por sobre la talla de madurez, lo que, desde la perspectiva de la conservación, resulta deseable y recomendable con el fin de asegurar la renovabilidad de la población evitando la sobrepesca por reclutamiento (**Figura PIC14**). Los resultados indican que en las composiciones de tallas de las capturas no habrían más de 3 grupos anuales de edad (**Figura PIC15**), y que la talla de reclutamiento a la población se estima en torno a los 12.62 cm. De acuerdo con la tasa de crecimiento y a partir de esta medida, se estima que luego de medio año se alcanzaría la talla de primera madurez calculada en torno a los 15 cm (**Figuras PIC14, PIC15**). La falta de ajuste del modelo a las composiciones de tallas revela además que esta información está sujeta a mayor error de observación, probablemente debido al acotado proceso temporal de recolección de datos (un mes en el año), y de la dinámica propia del recurso.

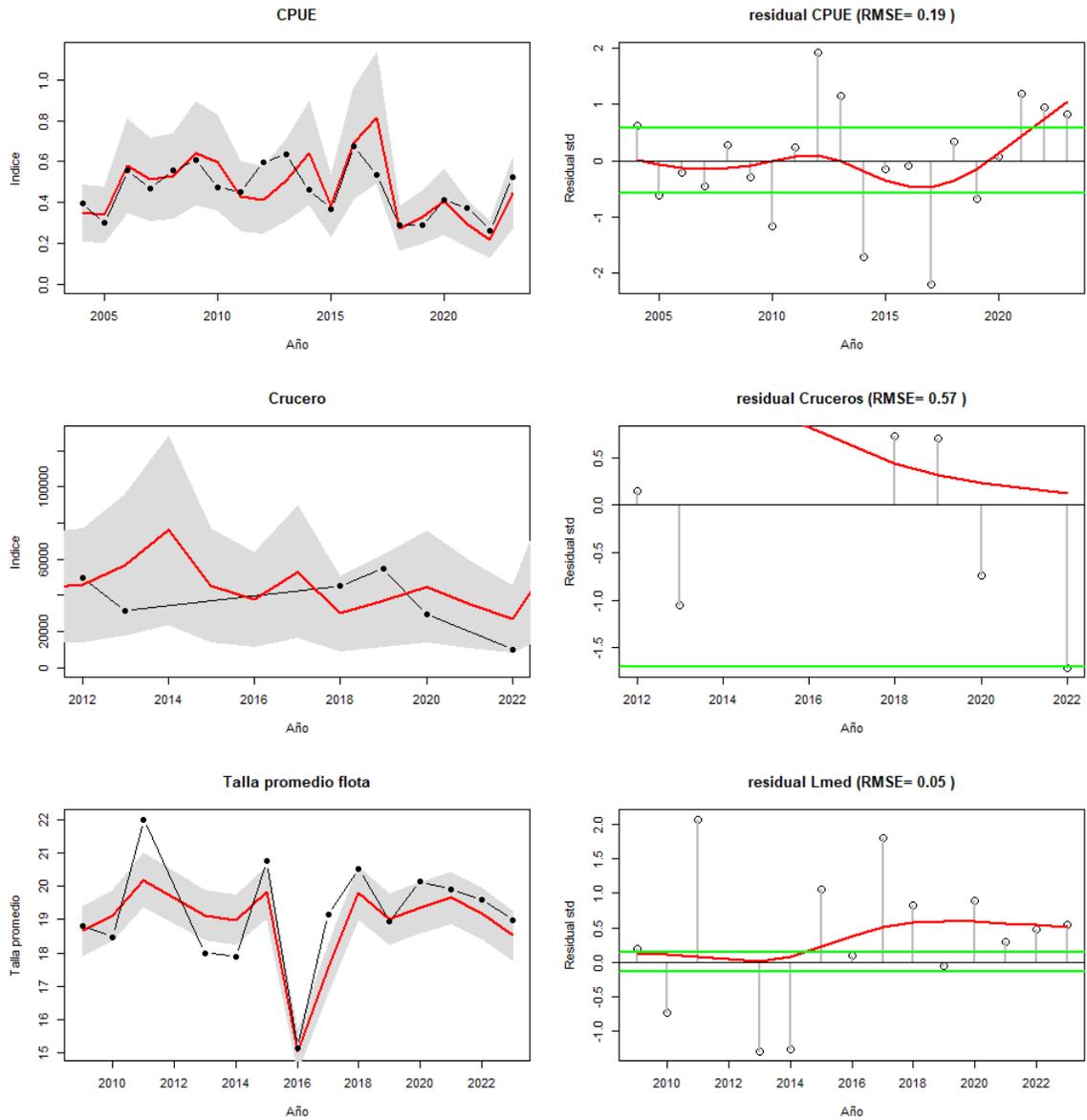


Figura PIC9. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos (líneas y puntos negros) de CPUE, biomasa acústica, y talla promedio de los desembarques de Picudillo. La línea verde muestra el rango de confianza de tres veces la desviación estándar (Carvalho et al, 2021)

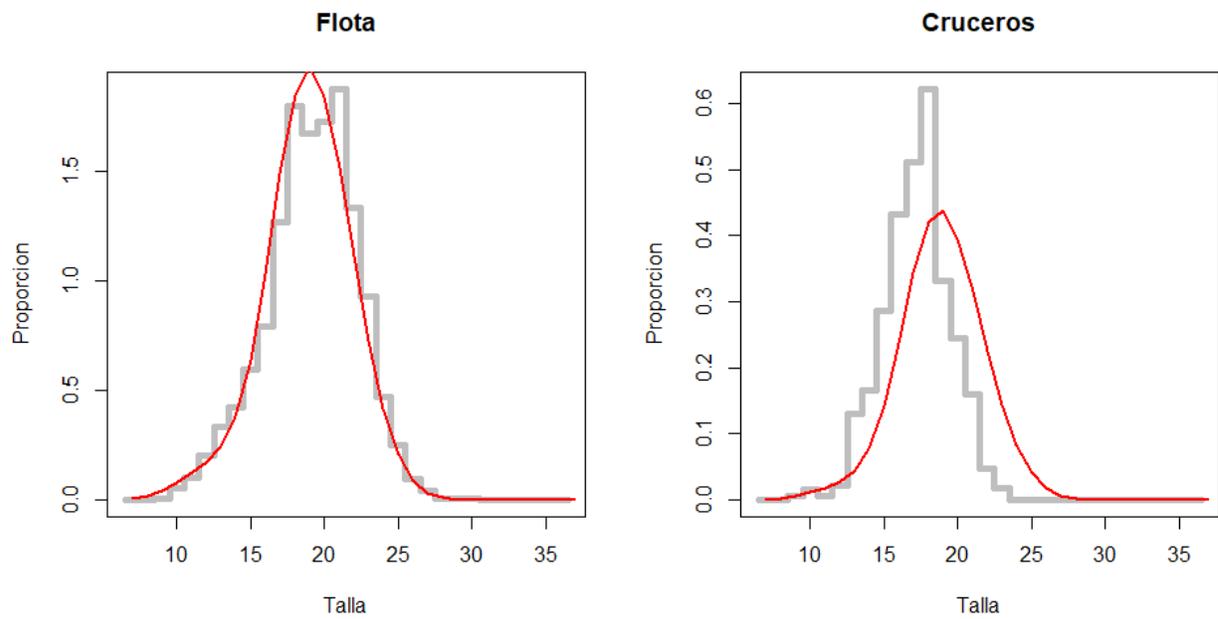


Figura 10. Ajuste del modelo a las frecuencias de talla totales de las capturas y cruceros acústicos de Picudillo.

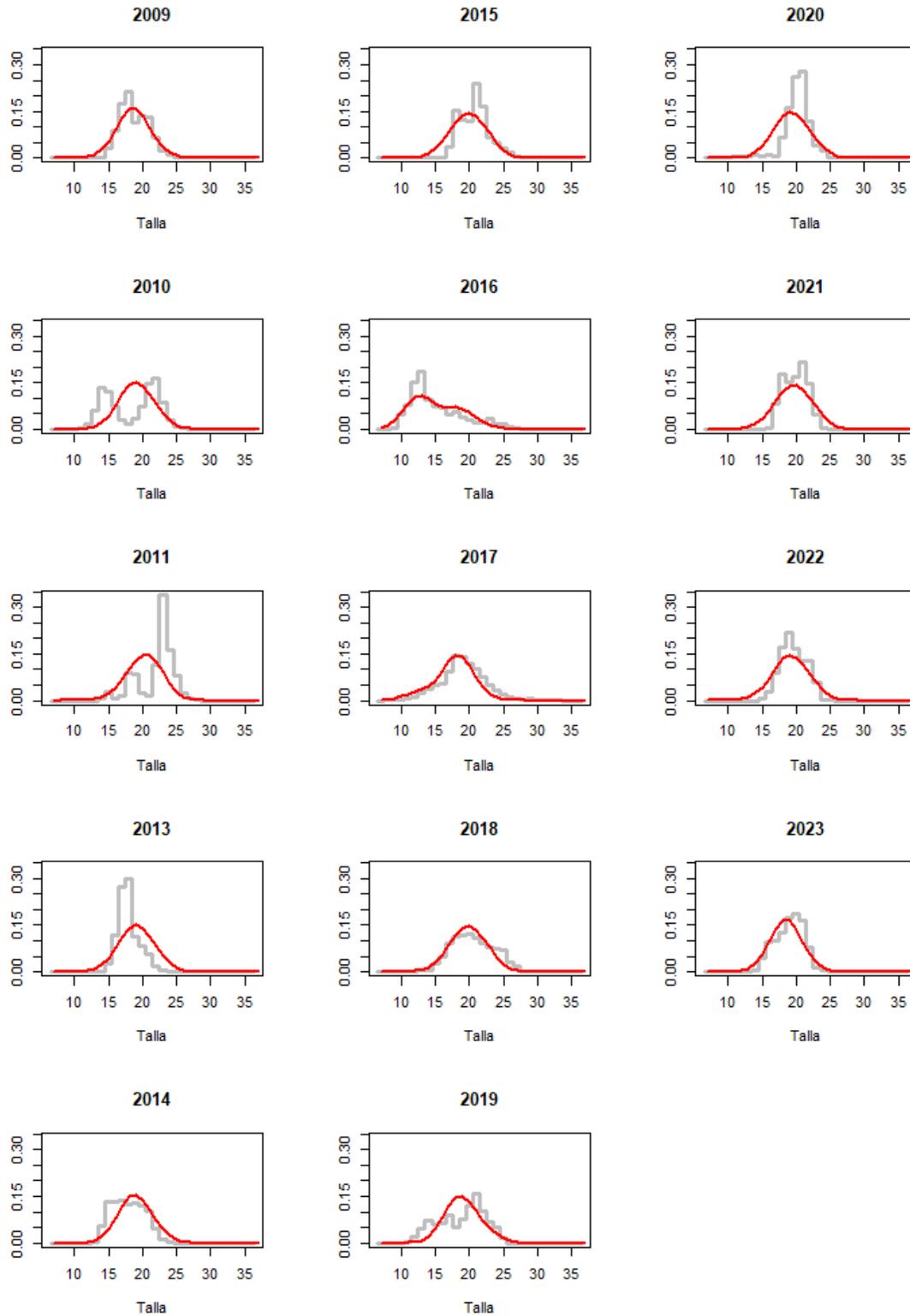


Figura PIC11. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas anuales de Picudillo.

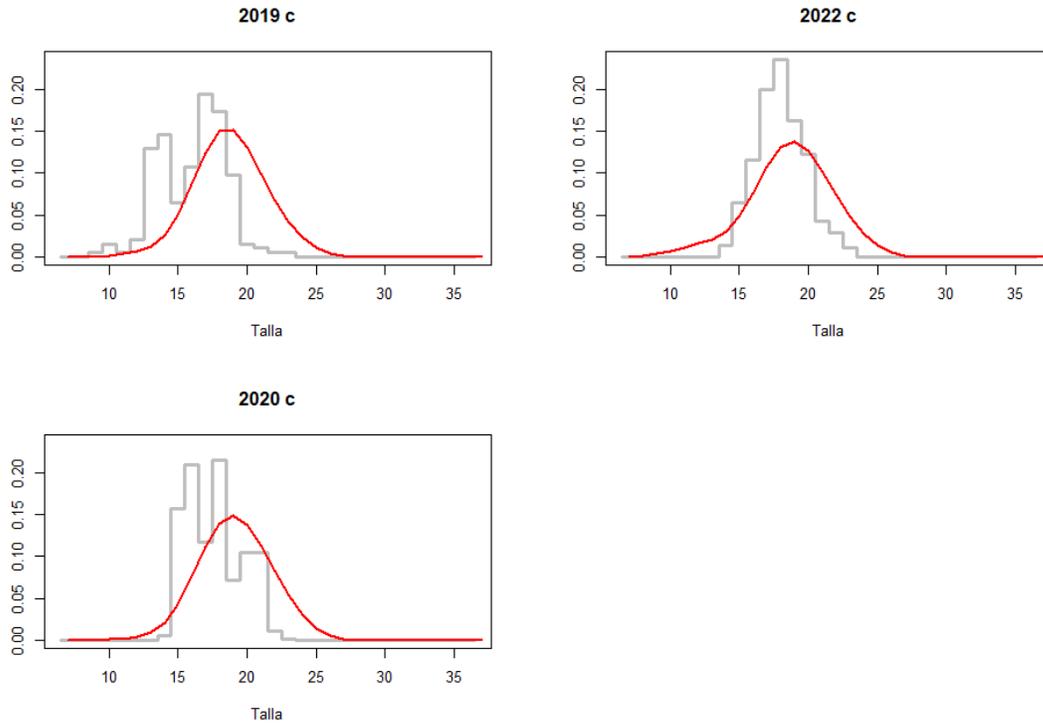


Figura PIC12. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas 2021-2023 (izquierda) y los cruceros de Picudillo (derecha).

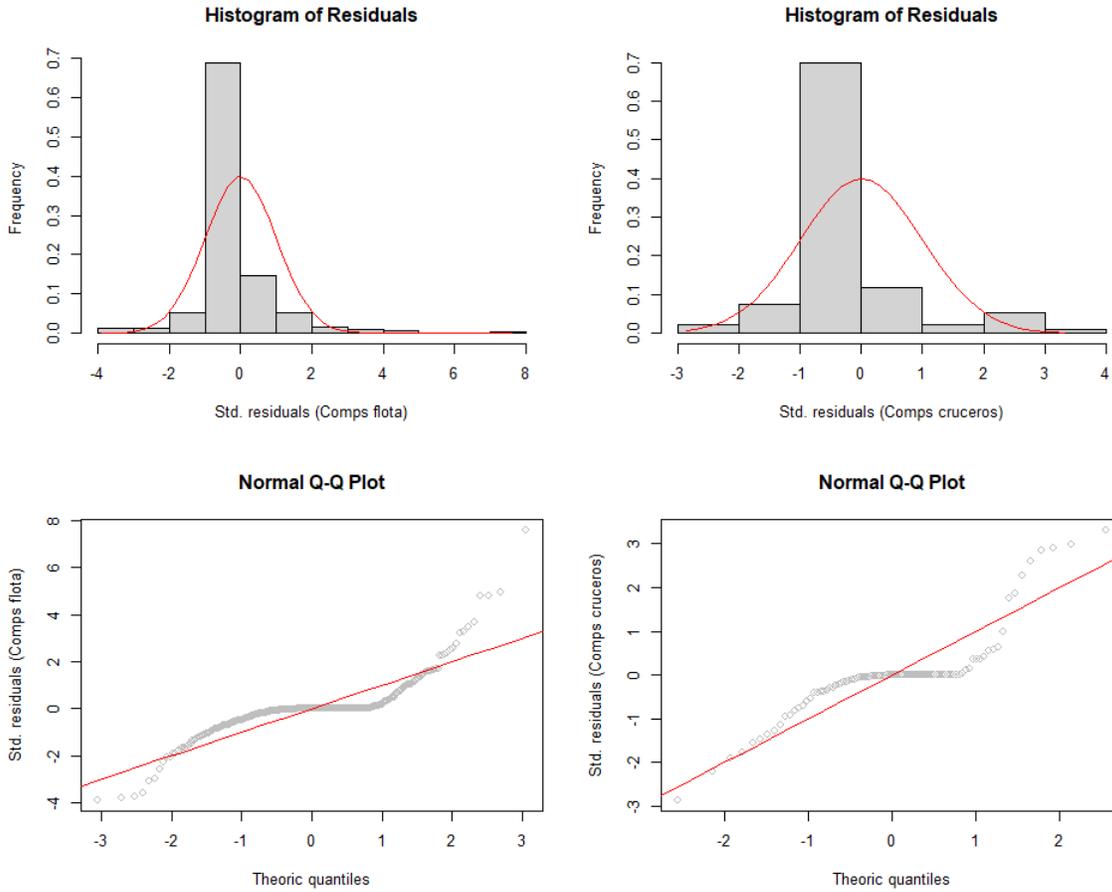


Figura PIC13. Histograma de residuales y diagrama qq-plot de las composiciones de tallas de las capturas (lado derecho) y los cruceros (lado izquierdo).

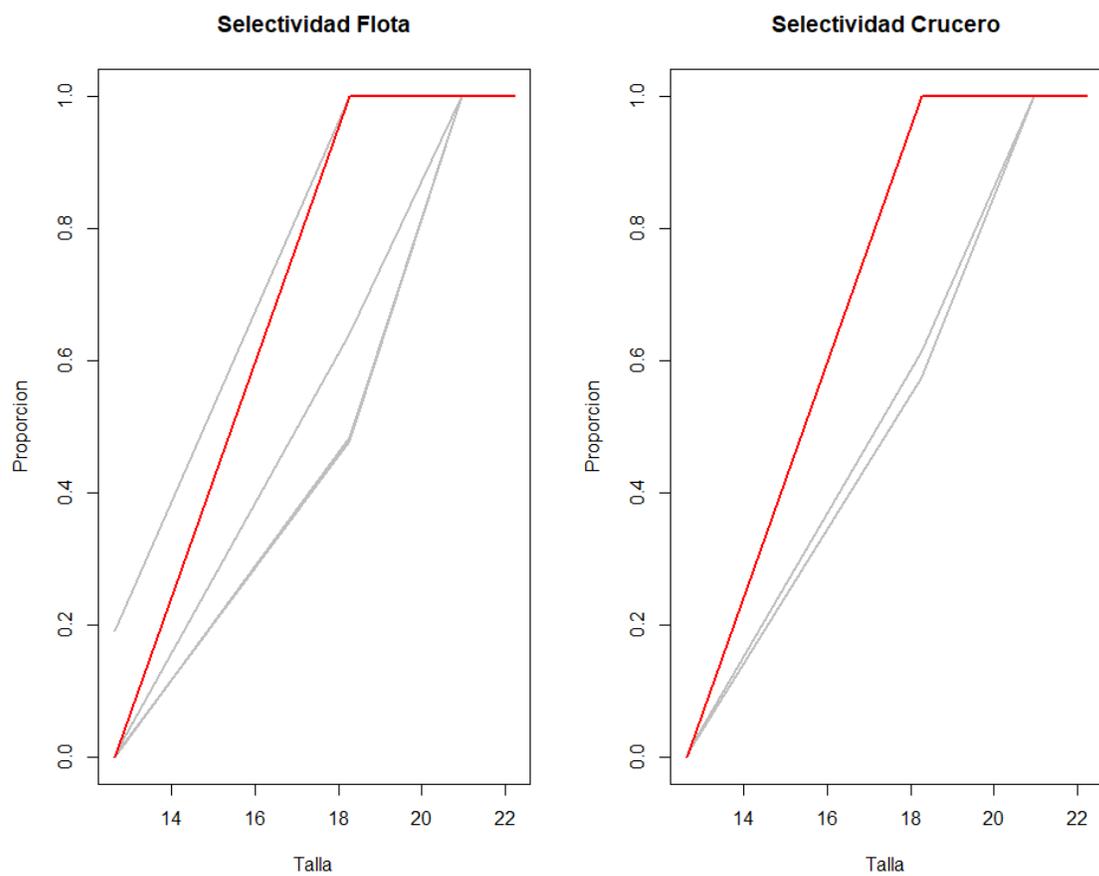


Figura PIC14. Selectividad (líneas grises) de la flota y cruceros acústicos, y proporción de madurez a la talla (línea roja) en Picudillo.

Tabla PIC6. Parámetros del modelo de Picudillo.

```
# Number of parameters = 48 Objective function value = 1590.65794034641 Maximum gradient component =
8.51946764228728e-005
# log_L50:
3.07287888196257
# log_sigma1:
0.788322967526781
# log_sigma2:
6.90775527898214
# log_L50c:
3.01819917594369
# log_sigma1c:
0.842565558994716
# log_sigma2c:
6.90775527898214
# log_Ro:
7.83458562053
# dev_log_Ro:
-0.0509885809982 -0.457685589834 -0.0964219237422 0.601385775289 0.529555966063 0.258343219415 -
0.835630898771 0.102283328300 0.0891250478266 0.655399710541 -0.723278678657 1.23463003500
0.274542917151 -0.833306576359 -0.123801372537 -0.236707310615 -0.590809769872 -0.602959235932
0.877975876425 -0.0716519386962
# log_F:
-3.28713840996 -2.20243950588 -1.67730140593 -1.08165406436 0.457972923285 0.508294588005 -
0.198338212449 -1.09637290990 -0.575600994412 -0.334678025893 0.344032787150 0.417513281559
0.962300048411 0.649839179479 -0.315754924669 -1.30874411275 -0.896176540346 0.0403545846105
0.184510212760 0.958922985189
# log_qflo:
-11.3671050038 -10.5659206299
# log_qcru:
0.00000000000
# log_b:
0.00000000000
# log_Linf:
3.15188095604
# log_k:
-0.478035800943
# log_Lo:
2.56648663678
# log_aedad:
-23.0258509299
# log_bedad:
-1.97372578266
# log_M:
0.182321556794
```

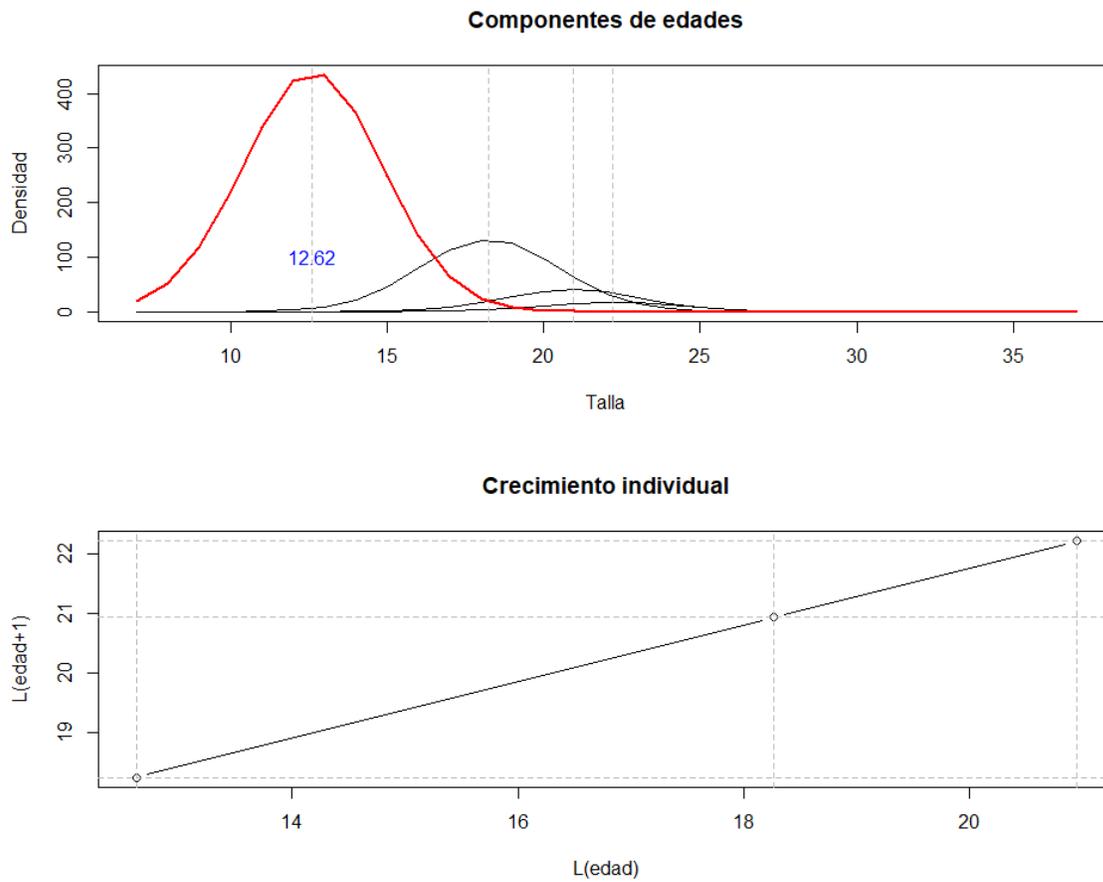


Figura PIC15. Modelo de crecimiento anual por componentes modales en Picudillo. En color azul se indica la talla estimada de reclutamiento.

Variables poblacionales y diagnóstico

La variabilidad de los reclutamientos muestra alternancia cíclica de anomalías positivas y negativas (**Figura PIC16**). Esta variabilidad ha sido determinante en la ciclicidad de las estimaciones poblacionales y de la mortalidad y esfuerzo de pesca. En efecto, la trayectoria de la mortalidad por pesca anual muestra una notable ciclicidad y siempre por debajo de la mortalidad por pesca de referencia F_{ms} (**Figura PIC17**).

La biomasa adulta ha variado con similar tendencia a las anomalías de los reclutamientos, al igual que la biomasa adulta que habría existido sin pesca (**Figura PIC17**). Las medidas de precisión en las estimaciones corresponden a coeficientes de variación en torno al 20% en biomasa, e indican que, en la mayoría de las veces, la biomasa ha estado significativamente por sobre biomasa de referencia B_{rms} (**Figura PIC17, Tabla PIC7**). En términos del potencial reproductivo (SPR), los resultados muestran variaciones en torno al 60% de la biomasa adulta que habría existido sin pesca (**Figura PIC18, Tabla PIC7**).

Considerando como referente un objetivo de manejo equivalente a cautelar el 40% de la biomasa adulta virginal (Canales y Jurado, 2021) (**Figura PIC18**), se estimó como proxy del Rendimiento Máximo Sostenido una biomasa desovante $B_{rms}=24$ mil toneladas y un nivel de Rendimiento Máximo Sostenido de 30 mil toneladas. La mortalidad por pesca que permite este objetivo de manejo tiene un valor $F_{ms}=1.79$ (**Figura PIC17**).

De acuerdo con lo anterior, la biomasa adulta se estima en promedio en torno 52 mil toneladas equivalentes al 87% de la biomasa virginal. Los niveles de mortalidad por pesca promedio se estiman un 19% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia F_{ms} (**Tabla PIC7**). Sin perjuicio de lo anterior, el diagrama de Kobe y las medidas de incertidumbre indican que los riesgos de sobrepesca y sobreexplotación son bajos y corresponden al 3% y 18% respectivamente (**Figura PIC19**).

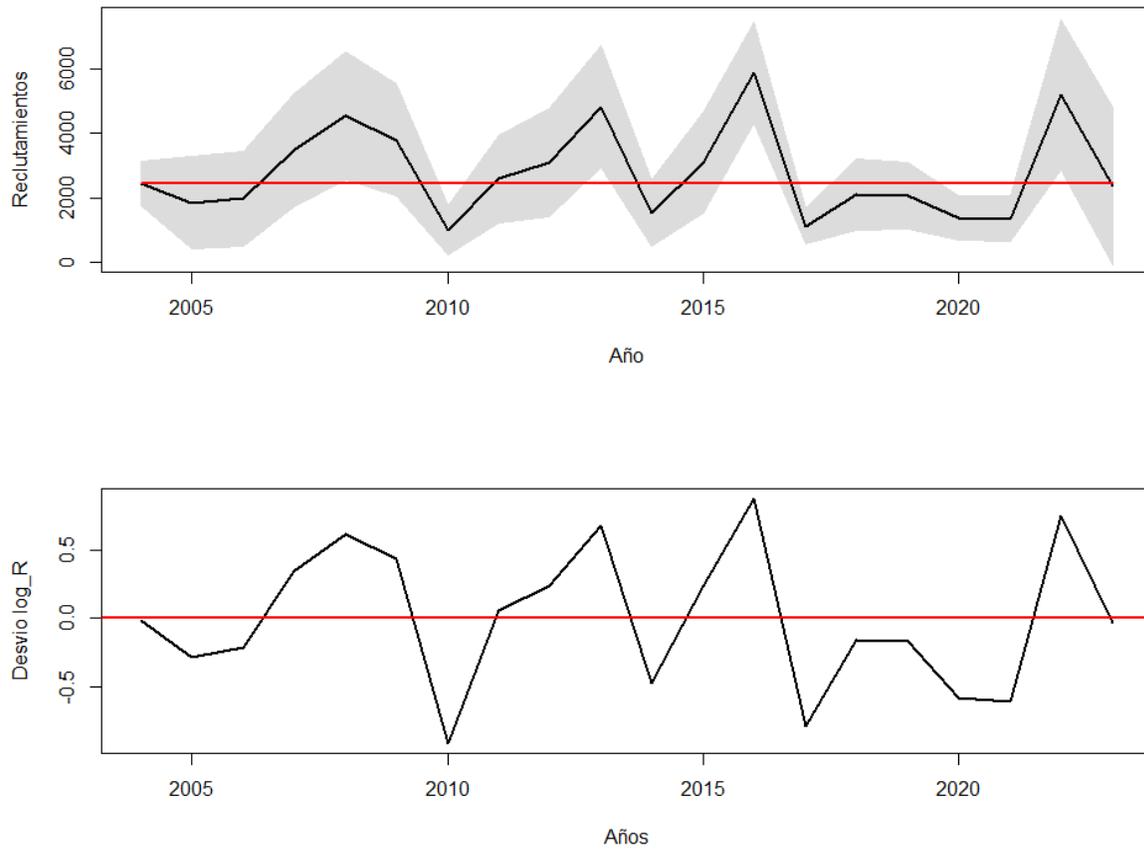


Figura PIC16. Reclutamientos anuales-anuales y anomalía de sus desviaciones en Picudillo.

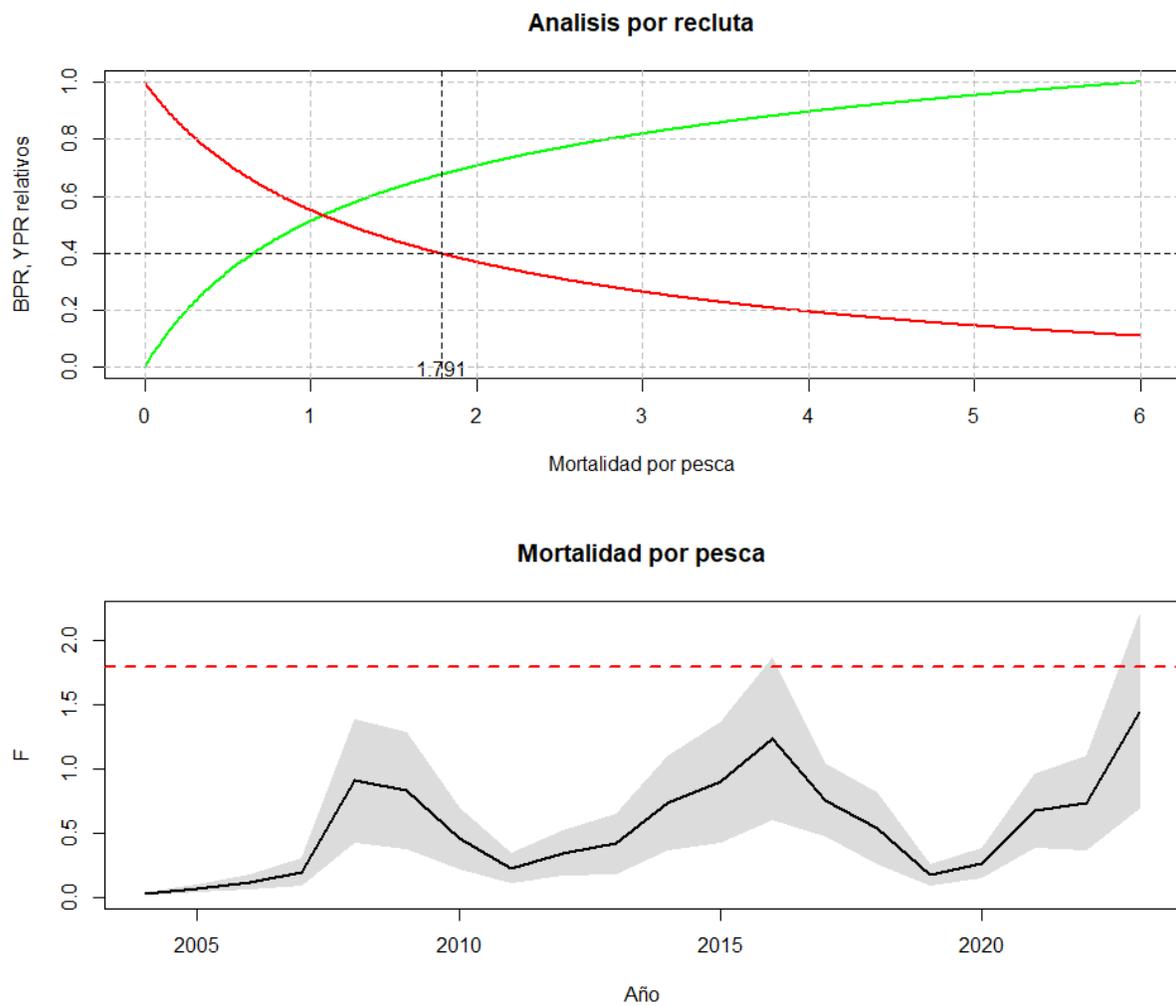


Figura PIC17. Curvas de equilibrio de rendimiento y biomasa por recluta, mortalidad de referencia en el MSY y mortalidad por pesca anual

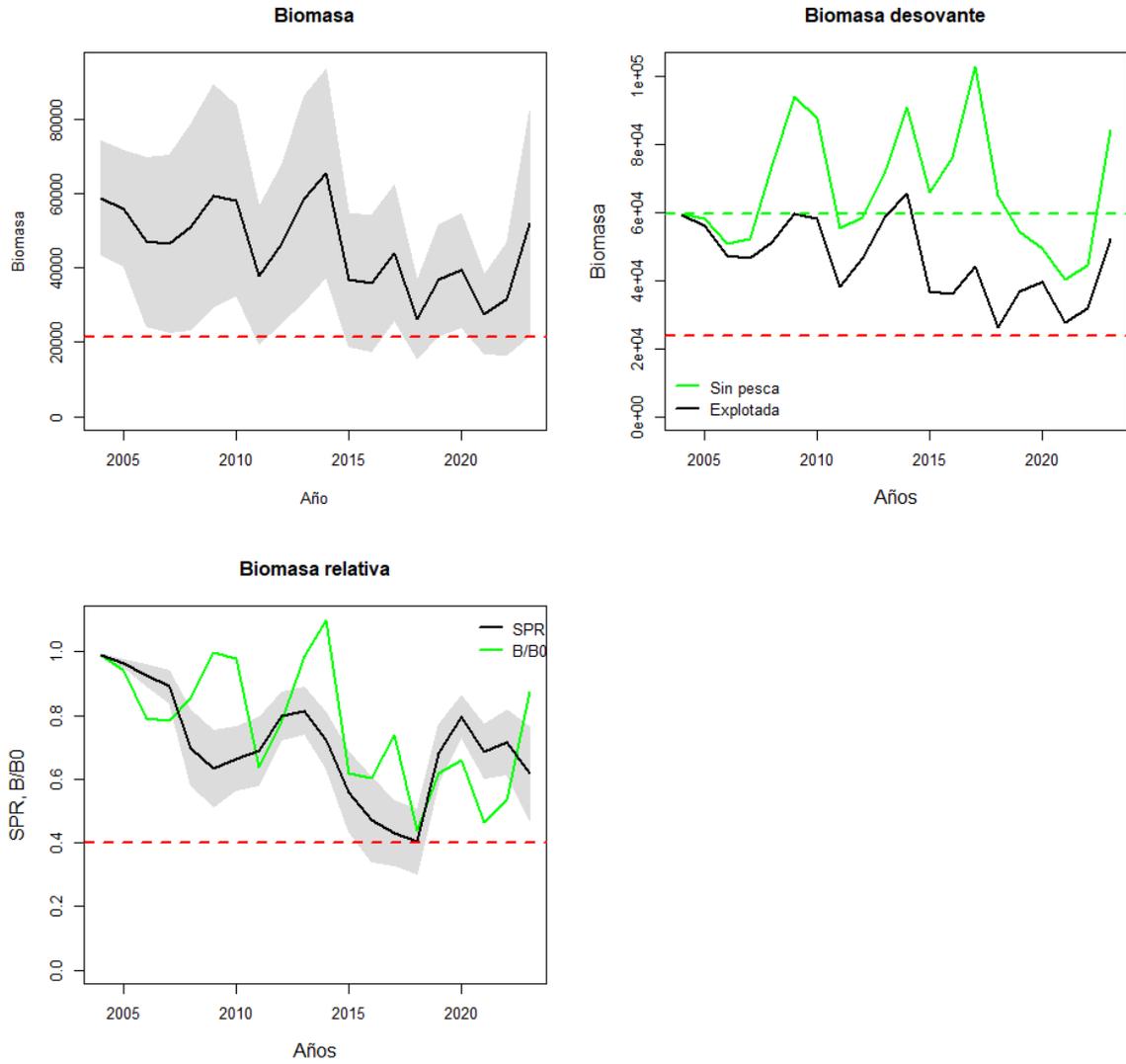


Figura PIC18. Variación anual de la biomasa desovante con y sin pesca, y de la tasa de potencial reproductivo/biomasa relativa en Picudillo.

B/Brms= 2.4 (risk_SE= 0.02) F/Brms= 0.81 (risk_SP= 0.18)

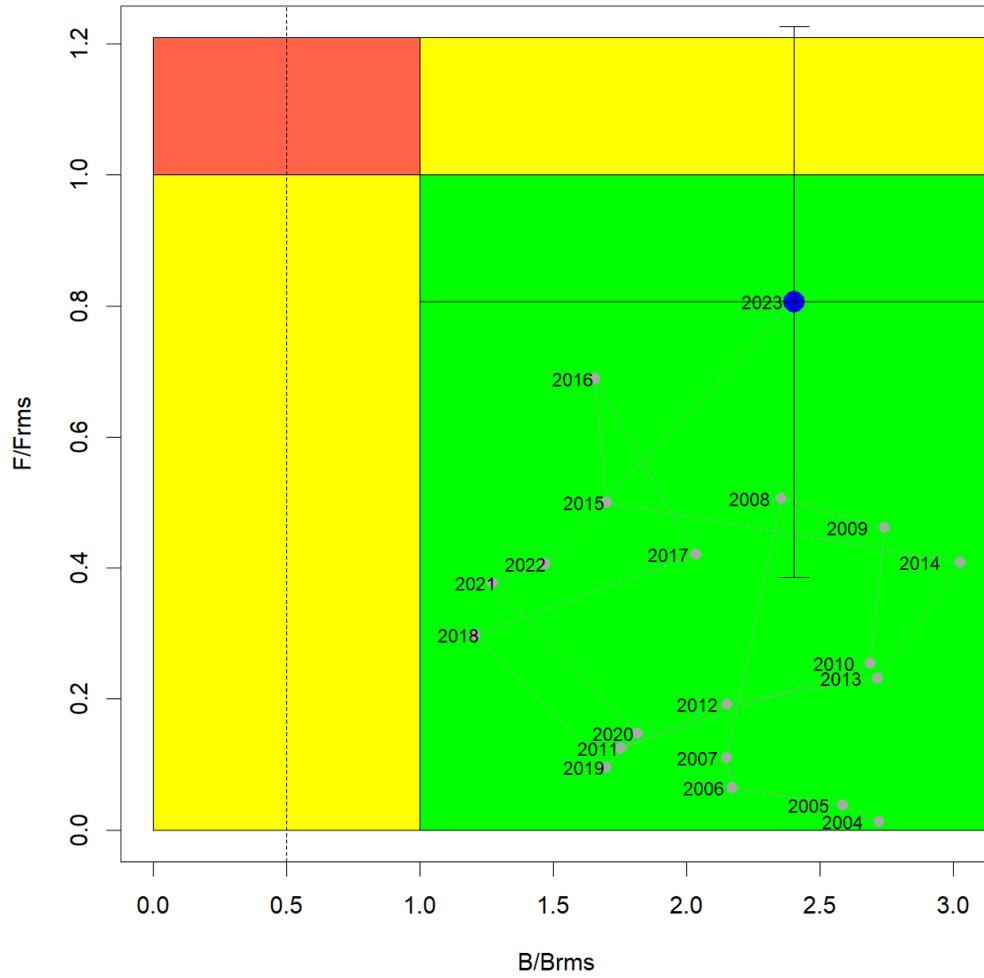


Figura PIC19. Diagrama de Kobe en Picudillo.

Tabla PIC7. Estimaciones de biomasa adulta, reclutamiento, mortalidad por pesca, reducción de biomasa adulta virginal y razón de potencial reproductivo (SPR) de Picudillo.

Año	Biomasa	R_R0	Fcr	F_Fmrs	B_Brms	B_B0	SPR
2004	58972.9	1	0.02	0.01	2.72	1.09	0.99
2005	56024.4	0.75	0.07	0.04	2.59	1.03	0.96
2006	47064.9	0.81	0.12	0.06	2.17	0.87	0.93
2007	46565.7	1.42	0.2	0.11	2.15	0.86	0.89
2008	51001.1	1.85	0.91	0.51	2.35	0.94	0.7
2009	59379.8	1.55	0.83	0.46	2.74	1.1	0.63
2010	58240.3	0.4	0.46	0.26	2.69	1.08	0.66
2011	38019.5	1.06	0.22	0.12	1.76	0.7	0.69
2012	46560.6	1.26	0.34	0.19	2.15	0.86	0.8
2013	58845.6	1.97	0.42	0.23	2.72	1.09	0.81
2014	65557.1	0.63	0.73	0.41	3.03	1.21	0.72
2015	36841.1	1.27	0.9	0.5	1.7	0.68	0.56
2016	35913.2	2.4	1.23	0.69	1.66	0.66	0.47
2017	44064.6	0.46	0.75	0.42	2.03	0.81	0.43
2018	26134.4	0.86	0.53	0.3	1.21	0.48	0.4
2019	36812.5	0.84	0.17	0.1	1.7	0.68	0.68
2020	39356	0.56	0.26	0.15	1.82	0.73	0.8
2021	27575.8	0.55	0.68	0.38	1.27	0.51	0.69
2022	31824.6	2.13	0.73	0.41	1.47	0.59	0.72
2023	52066.2	0.96	1.44	0.81	2.4	0.96	0.62

Análisis de escenarios y retrospectivo

Una extensión del análisis consideró seis escenarios adicionales de evaluación a fin de evaluar la incertidumbre estructural en la estimación y el diagnóstico de la Picudillo. Los resultados mostraron una gran variación entre estos, y que en cualquier escenario, la condición de la población de Picudillo no difiere siendo ésta superior a la biomasa de referencia (**Figura PIC20, Tabla PIC8**). El análisis muestra que el escenario más verosímil (menor log likelihood) corresponde a S4 y elegido como base. En este caso, el coeficiente de crecimiento estimado ($k=0.74$) es notablemente menor al valor a priori ($k=0.62$). La desviación de la talla a la edad se estima invariante respecto de la talla y es estimada en 2.21 cm (**Figura PIC20, Tabla PIC9**).

Un análisis retrospectivo basado en S4 muestra que al eliminar de manera secuencial los datos de los últimos años, el modelo tiende a sobreestimar la biomasa en un 2% (rho) y subestimar la mortalidad por pesca en un 3% promedio, niveles de sesgo considerados adecuados según el criterio de Carvalho et al (2021) (**Figura PIC21**).

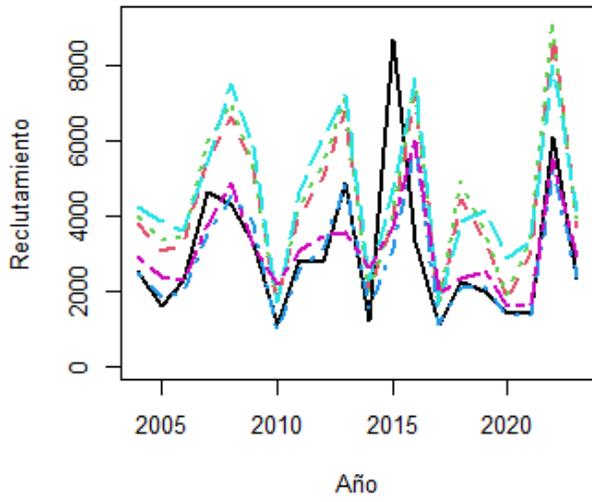
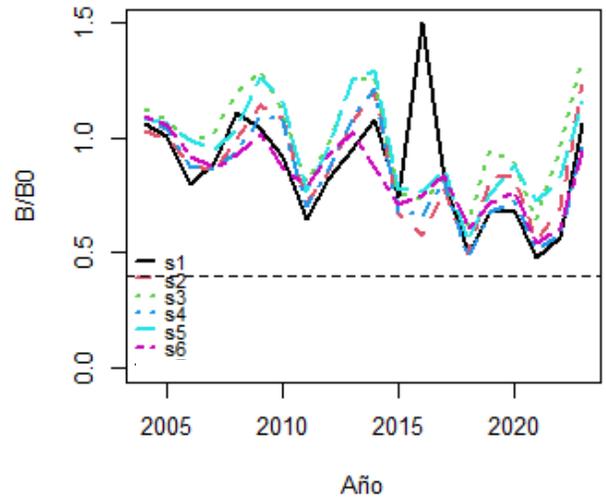
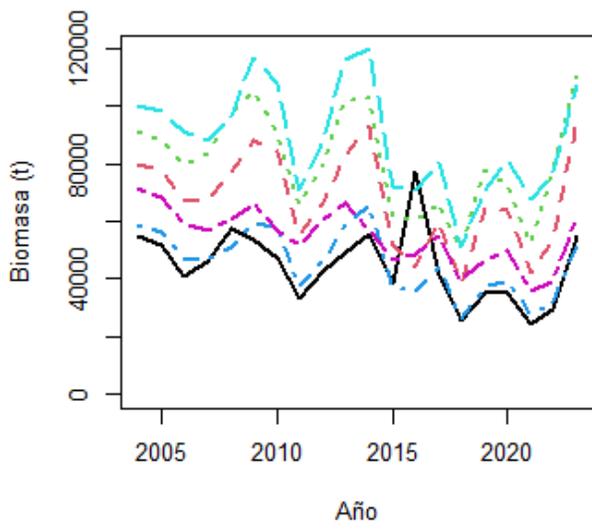


Figura PIC20. Biomasa adulta, tasa de potencial reproductivo (SPR) y reclutamientos de Picudillo para distintos escenarios alternativos de evaluación.

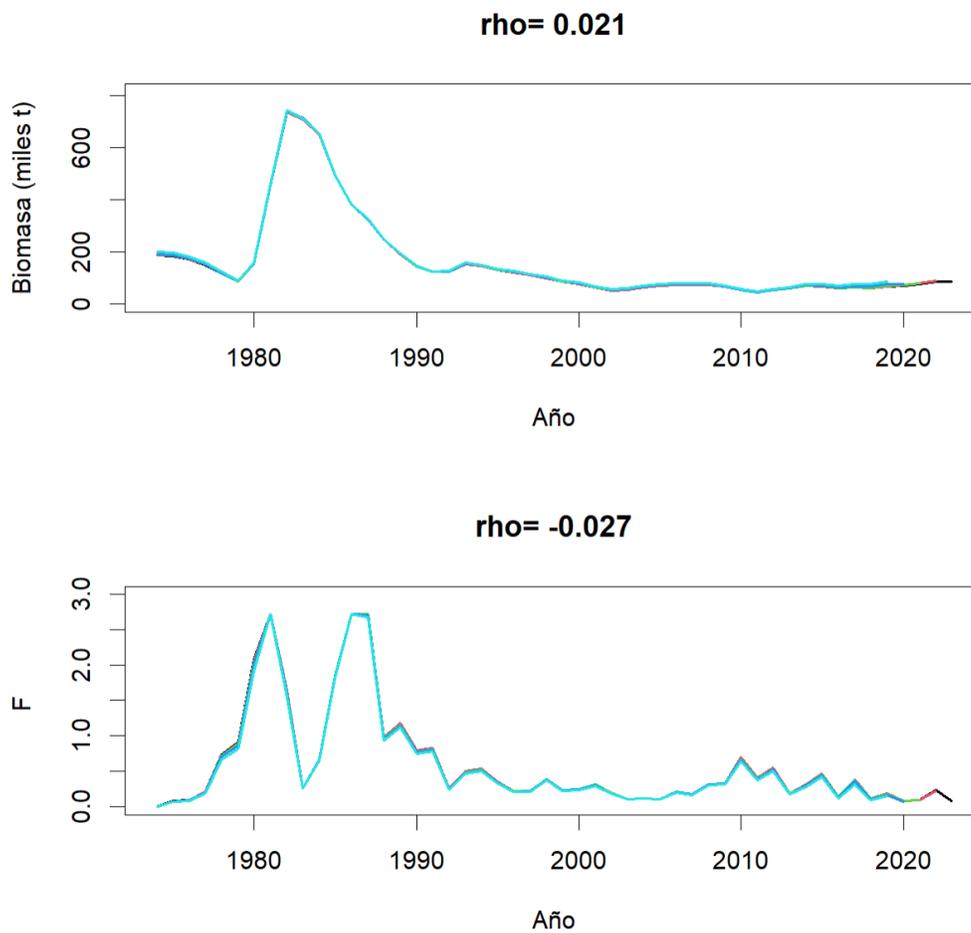


Figura PIC21. Análisis retrospectivo y valor del coeficiente rho de Mohn. Picudillo

Tabla PIC8. Log-verosimilitud en escala absoluta (arriba) y relativa al menor valor (abajo) de las fuentes de datos/error en Picudillo.

Modelo	lcpue	lcru	lcapt	lpropf	lpropc	ltot
S1	6.4	10.5	0.0	1409.2	144.6	1570.7
S2	8.8	12.8	0.0	1372.3	149.2	1543.2
S3	9.1	13.0	0.0	1370.4	150.3	1542.8
S4	8.8	13.1	0.1	1367.5	148.8	1538.2
S5	6.6	6.0	0.0	1365.1	73.0	1450.7
S6	3.3	9.9	0.0	350.2	40.5	404.0

Modelo	lcpue	lcru	lcapt	lpropf	lpropc	ltot
S1	0	0	0	42	0	32
S2	2	2	0	5	5	5
S3	3	3	0	3	6	5
S4	2	3	0	0	4	0

Tabla PIC9. Parámetros biológico-pesqueros estimados en los escenarios de evaluación de stock de Picudillo.

Modelo	k	Lo	alfa	beta	q_cru	B_B0	B_Brms	cv_cpue	cv_acus	Grad
S1	0.62	13.02	0.00	0.14	1.00	1.06	2.65	0.16	0.53	8.52E-05
S2	0.62	13.02	0.00	0.12	1.00	1.23	3.08	0.19	0.57	1.01E-04
S3	0.62	13.02	2.18	0.00	1.00	1.35	3.38	0.20	0.58	6.01E-04
S4	0.74	12.62	2.21	0.00	1.00	0.96	2.40	0.19	0.57	1.52E-03
S5	0.73	12.68	2.12	0.00	1.00	1.15	2.88	0.17	0.93	1.88E-03
S6	0.73	13.03	1.96	0.00	1.00	0.94	2.35	0.12	0.51	4.23E-04

4.5 Chuhueco (*Cetengraulis mysticetus*)

Ajuste del modelo y estimación de parámetros

El ajuste del modelo de evaluación a los distintos conjuntos de datos de Chueco se muestra en la **Figuras CH9, CH10, CH11 y CH12**, mientras el desempeño de los residuales respecto de los supuestos de normalidad se entrega en **Figura CH13**. Los parámetros del modelo resueltos en escala log ($n=105$) se reportan en la **Tabla CH6** y se destaca además el valor del gradiente $1.08E-4$ lo que confirma la convergencia del modelo. Los resultados no muestran grandes patrones en los residuales y se destaca un buen ajuste a la señal de abundancia CPUE anual y la talla promedio de las capturas, y cruceros ($RMSE < 0.3$, Carvalho et al, 2021) (**Figura CH9**).

La variabilidad anual y tendencia de las composiciones de tallas de las capturas y los cruceros fue reproducida por el modelo (**Figura CH10, CH11, CH12**) bajo el uso de bloques de patrones de explotación anuales. En este contexto, se observa que los patrones de explotación de la flota (**Figura CH14**) se encuentran por debajo de la talla de madurez, aspecto que no es deseable desde el punto de vista del manejo del stock desovante. Los resultados indican que en las composiciones de tallas de las capturas no habrían más de 3 grupos de edad (**Figura CH15**), y que la talla de reclutamiento a la población se estima en torno a los 8.8 cm. De acuerdo con la tasa de crecimiento y a partir de esta medida, se estima que recién luego de dos años se alcanzaría la talla de primera madurez calculada en torno a los 14 cm (**Figuras CH14, CH15**).

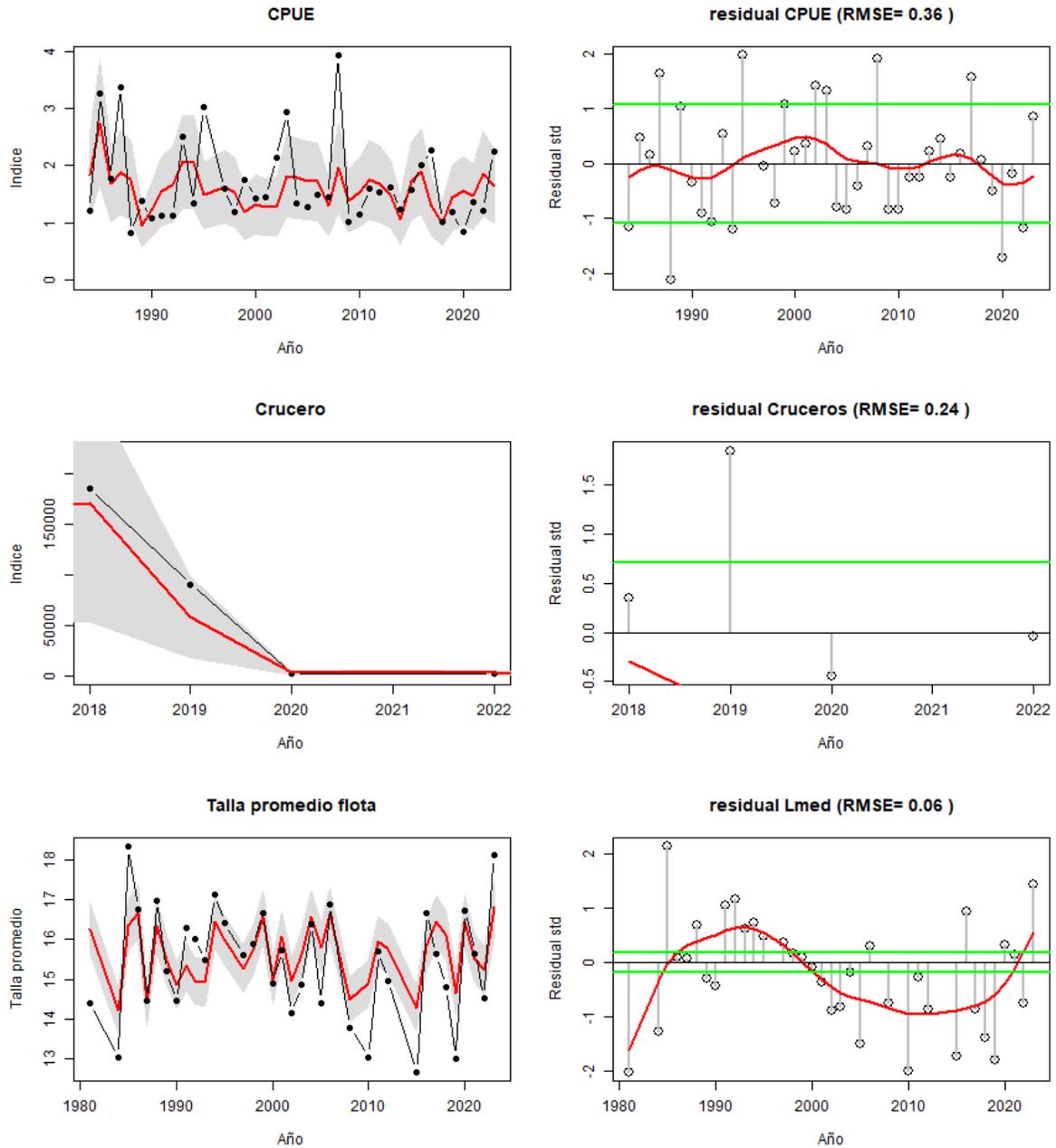


Figura CH9. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos (líneas y puntos negros) de CPUE, biomasa acústica, y talla promedio de los desembarques de Chuhueco. La línea verde muestra el rango de confianza de tres veces la desviación estándar (Carvalho et al, 2021)

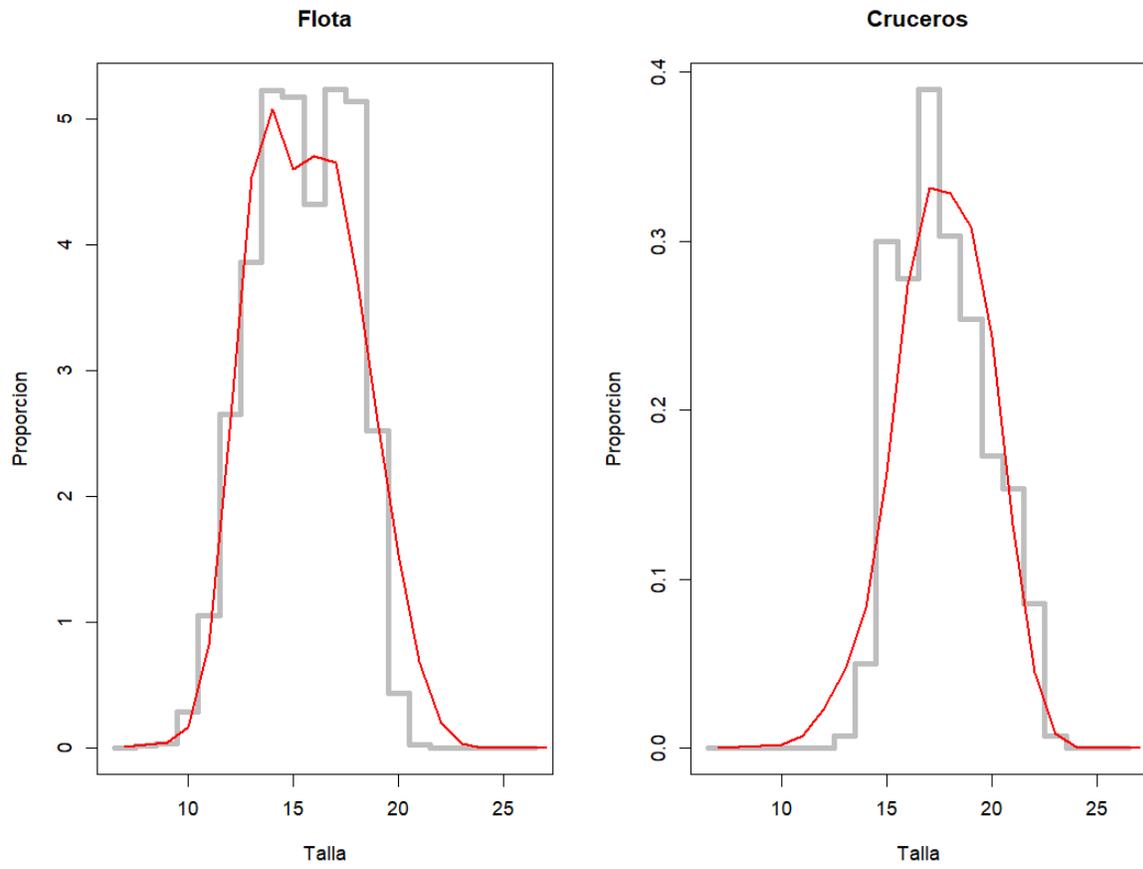


Figura CH10. Ajuste del modelo a las frecuencias de talla totales de las capturas y cruceros acústicos de Chuhueco.

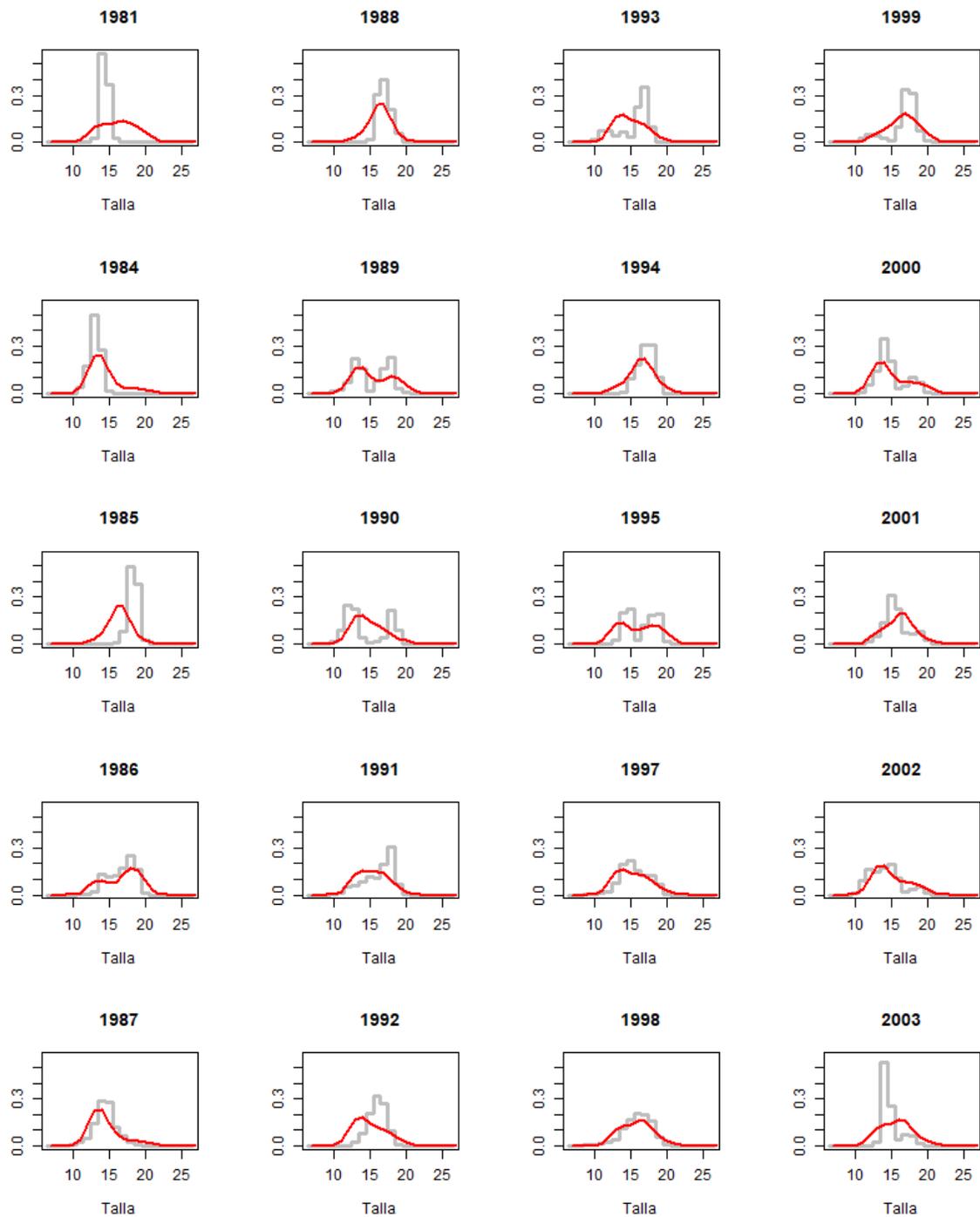


Figura CH11. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas anuales de Chuhueco.

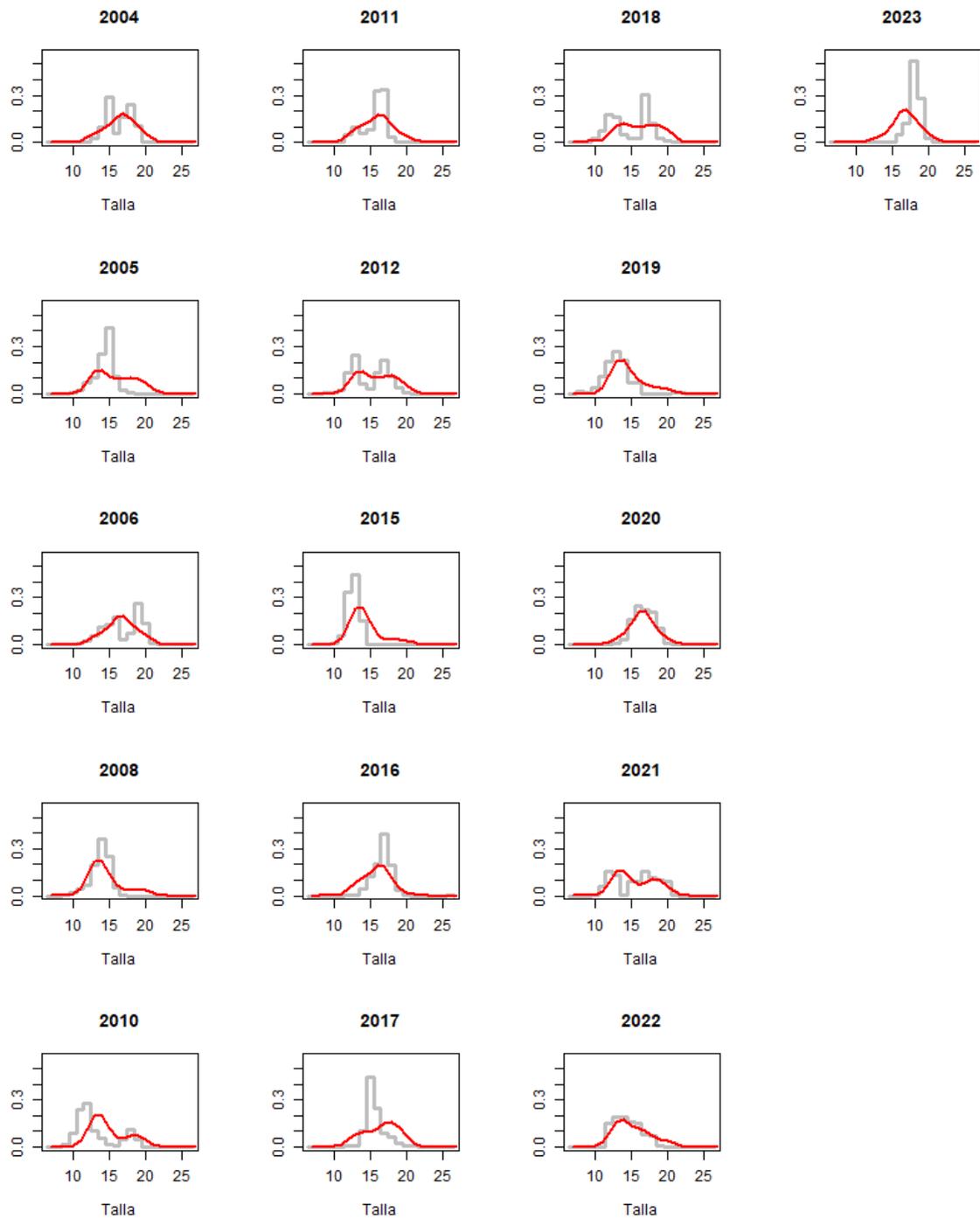


Figura CH11. (continuación)

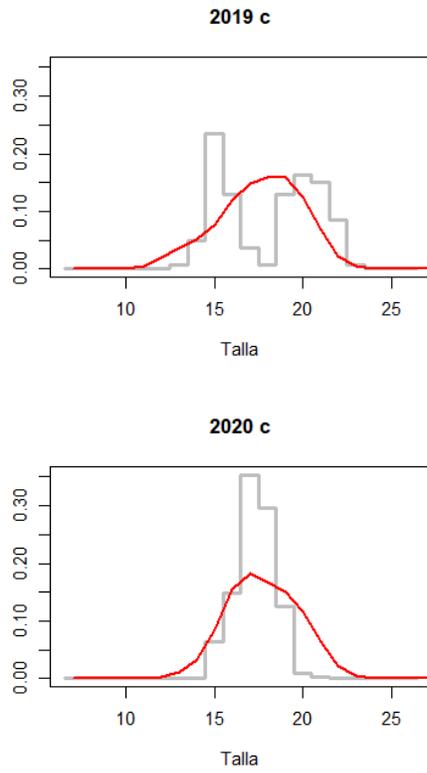


Figura CHC12. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de los crueros de Chuhueco

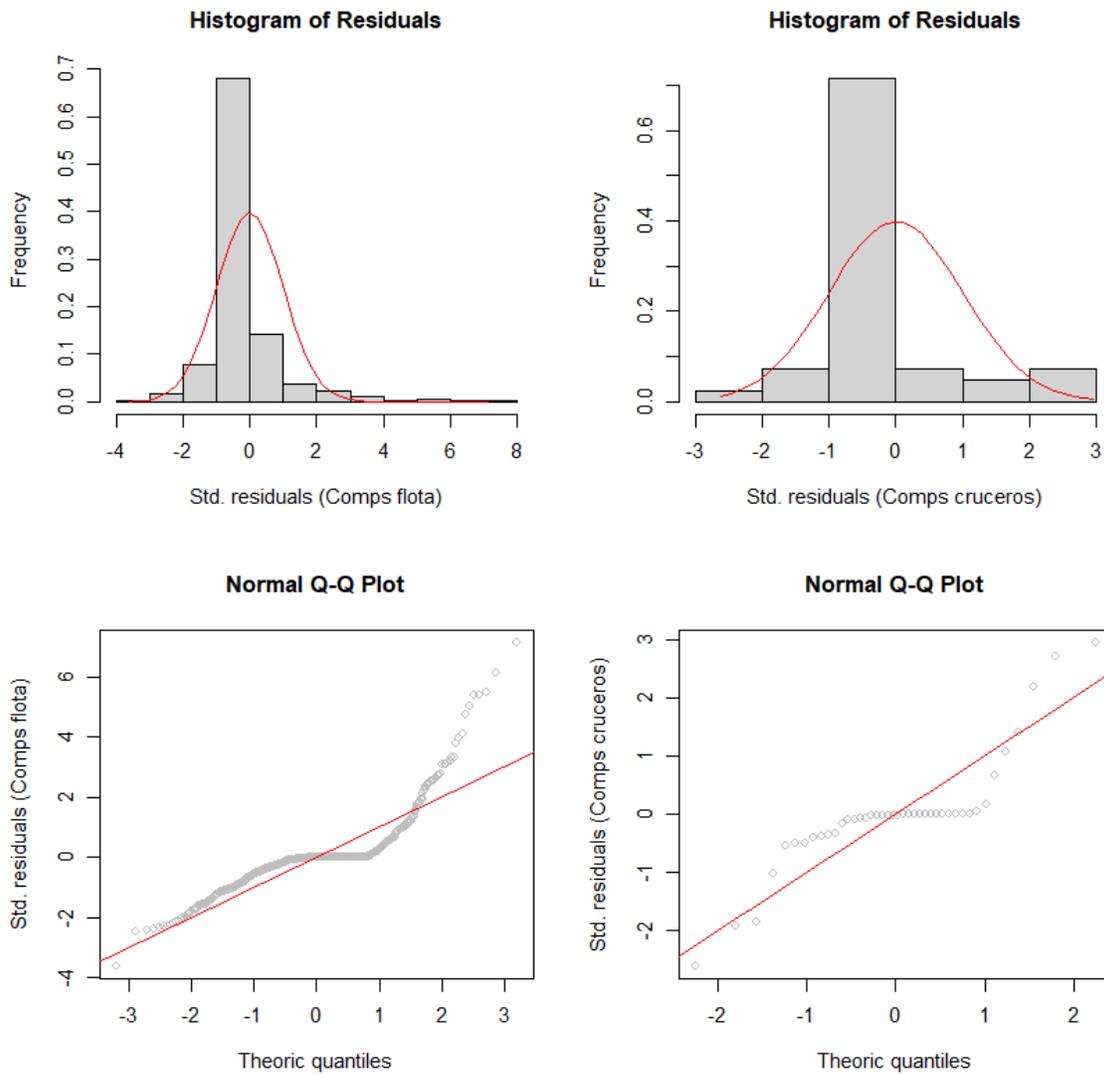


Figura CH13. Histograma de residuales y diagrama qq-plot de las composiciones de tallas de las capturas (lado derecho) y los cruceros (lado izquierdo).

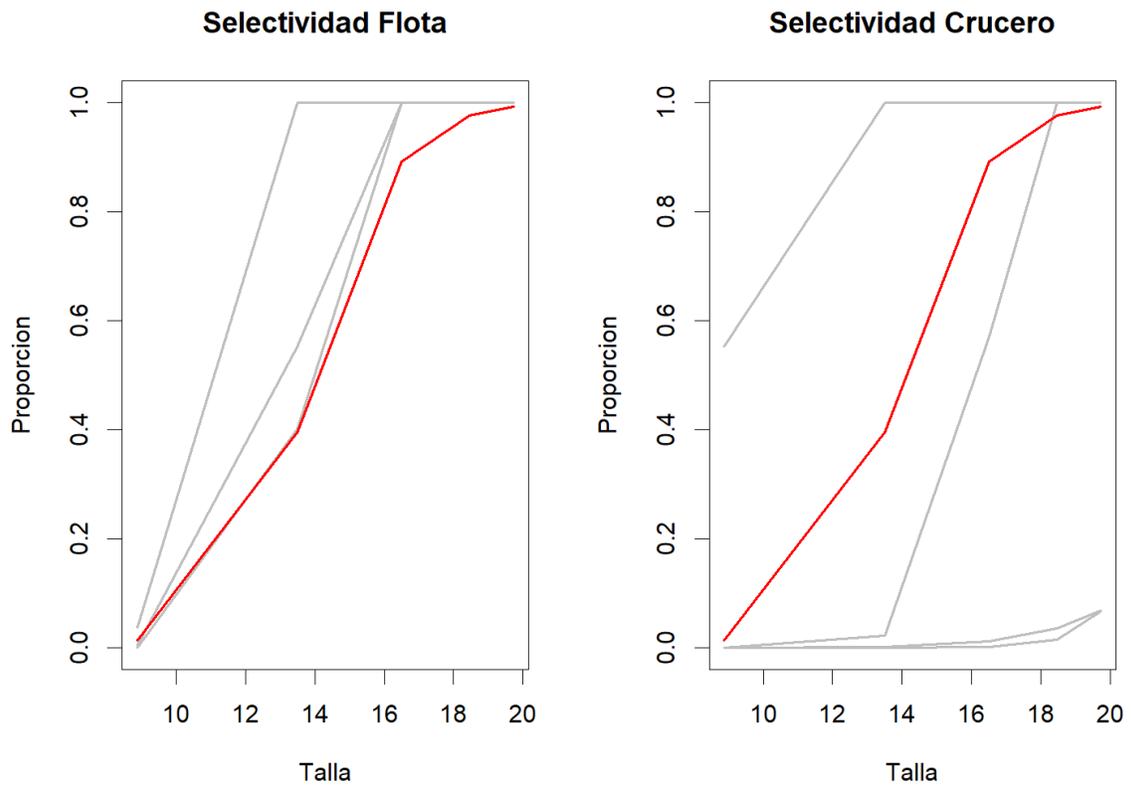


Figura CH14. Selectividad (líneas grises) de la flota y cruceros acústicos, y proporción de madurez a la talla (línea roja) en Chuhueco.

Tabla CH6. Parámetros del modelo de Chuhueco.

```
# Number of parameters = 105 Objective function value = 4063.46123112856 Maximum gradient component
= 0.000107698334204103
# log_L50:
2.75478761295720 2.60674274205999 2.75659337197922
# log_sigma1:
0.496879048277063 0.599050812426959 0.725019008906525
# log_sigma2:
5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620
# log_L50c:
2.46493194134453 2.91079169412711 3.43174549957442 3.21662518177456
# log_sigma1c:
0.975999255164851 0.566038780245028 1.57388386402325 0.806503625656346
# log_sigma2c:
5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620
# log_Ro:
9.90643060027
# dev_log_Ro:
-0.0613336520483 -0.826799179944 1.51556007031 -0.683574637269 0.00705893196926 1.54073744525 -
0.939577670712 0.299873230089 0.664079253773 0.578088338806 1.01944828830 1.19071082491 -
0.647637539788 0.340893662006 0.542615284954 0.782627786212 0.216439078080 -0.804887854291
0.731940740257 -0.298944002726 0.680215278665 0.410527929911 -0.484935925129 0.516125273915 -
0.617835023840 -0.831015713355 0.520445963736 -1.53758380194 0.592869397405 -0.284264308573
0.108682992820 -0.783502638902 -1.25071472104 1.08371751718 -0.124078137862 -0.683721209090 -
0.659384997654 0.631118384969 -1.35822200869 0.189488340530 0.511823290183 -1.62078624414 -
0.176288037228
# log_F:
-3.76375824808 -3.74981034645 -0.802140908069 -0.938727832642 -3.55442596490 -0.552259192428 -
0.133500494007 -0.475471494682 -0.169058947115 -1.09113015257 -0.689258839398 -0.276166618092 -
0.458303659330 -1.73448546355 -0.862726159851 -1.49420616990 -0.338060200406 -0.960024742302 -
1.18671608462 -1.99492993764 -0.304132753156 -1.64755644170 -1.93138659471 -3.25625523424 -
2.58020120236 -2.33158978283 -4.47451437218 -1.68882092538 -2.59855479361 -5.02858733696 -
2.29839613910 -3.80491510948 -2.82841835666 -2.27285290403 -1.56778568882 -1.00028684128 -
1.49352922499 -2.11083233584 -2.95940134374 -3.44270599615 -2.60183089966 -2.69536662668 -
2.69621654099
# log_qflo:
-11.1785527314
# log_qcru:
0.131254182853
# log_b:
0.00000000000
# log_Linf:
3.09557760852
# log_k:
-0.843970070295
# log_Lo:
2.18320652852
# log_aedad:
0.260145179943
# log_bedad:
-23.0258509299
```

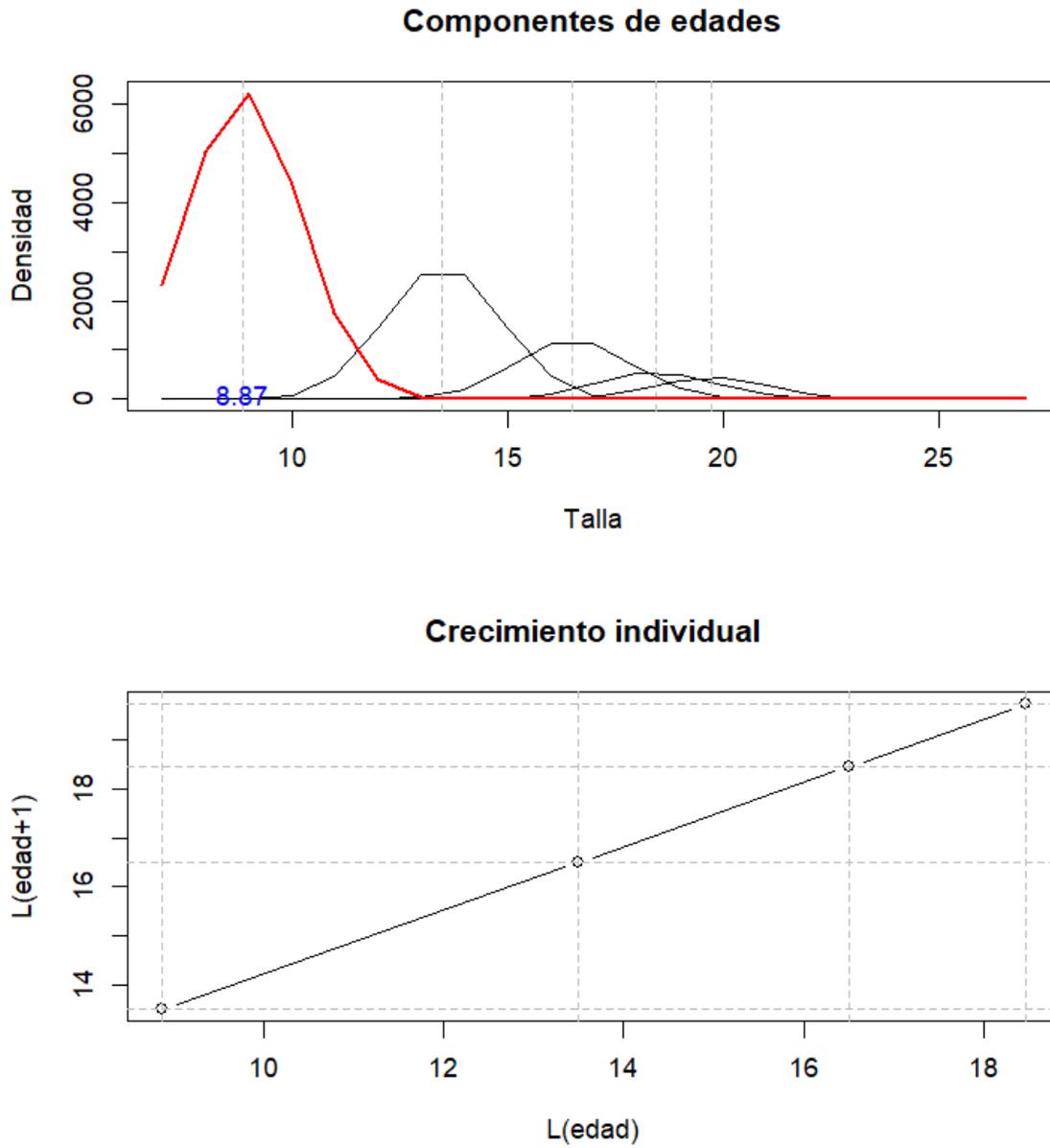


Figura CH15. Modelo de crecimiento anual por componentes modales en Chuhueco. En color azul se indica la talla estimada de reclutamiento.

Variables poblacionales y diagnóstico

La variabilidad de los reclutamientos ha tenido un comportamiento errático y notable en este recurso. No se distinguen cambios de productividad o períodos de anomalías negativas/positivas que destacar (**Figura CH16**). Por su parte, la mortalidad por pesca anual muestra que desde el 2002 ha variado por debajo de la mortalidad por pesca de referencia Frms (**Figura CH17**). Estos antecedentes han determinado que las estimaciones poblacionales hayan variado siempre por sobre la biomasa de referencia Brms (**Figura CH18, Tabla CH7**). Del mismo modo, en términos del potencial reproductivo (SPR), los resultados muestran niveles en torno al 90% de la biomasa adulta que habría existido sin pesca (**Figura CH18, Tabla CH7**).

El referente un objetivo de manejo equivalente a cautelar el 40% de la biomasa adulta virginal (Canales y Jurado, 2021) y los Puntos Biológicos de Referencia (PBR) para Chuhueco se estiman como proxy del Rendimiento Máximo Sostenido, una biomasa desovante Brms=37 mil toneladas y un nivel de Rendimiento Máximo Sostenido de 36 mil toneladas. La mortalidad por pesca que permite este objetivo de manejo tiene un valor Frms=0.57 (**Figura CH17**).

De acuerdo con lo anterior, la biomasa adulta se estima en promedio en torno 87 mil toneladas equivalentes al 90% de la biomasa virginal. Los niveles de mortalidad por pesca promedio se estiman un 88% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia Frms (**Tabla CH7**). De acuerdo con lo anterior, el diagrama de Kobe y las medidas de incertidumbre indican que no existen riesgos de sobrepesca y sobreexplotación (**Figura CH19**).

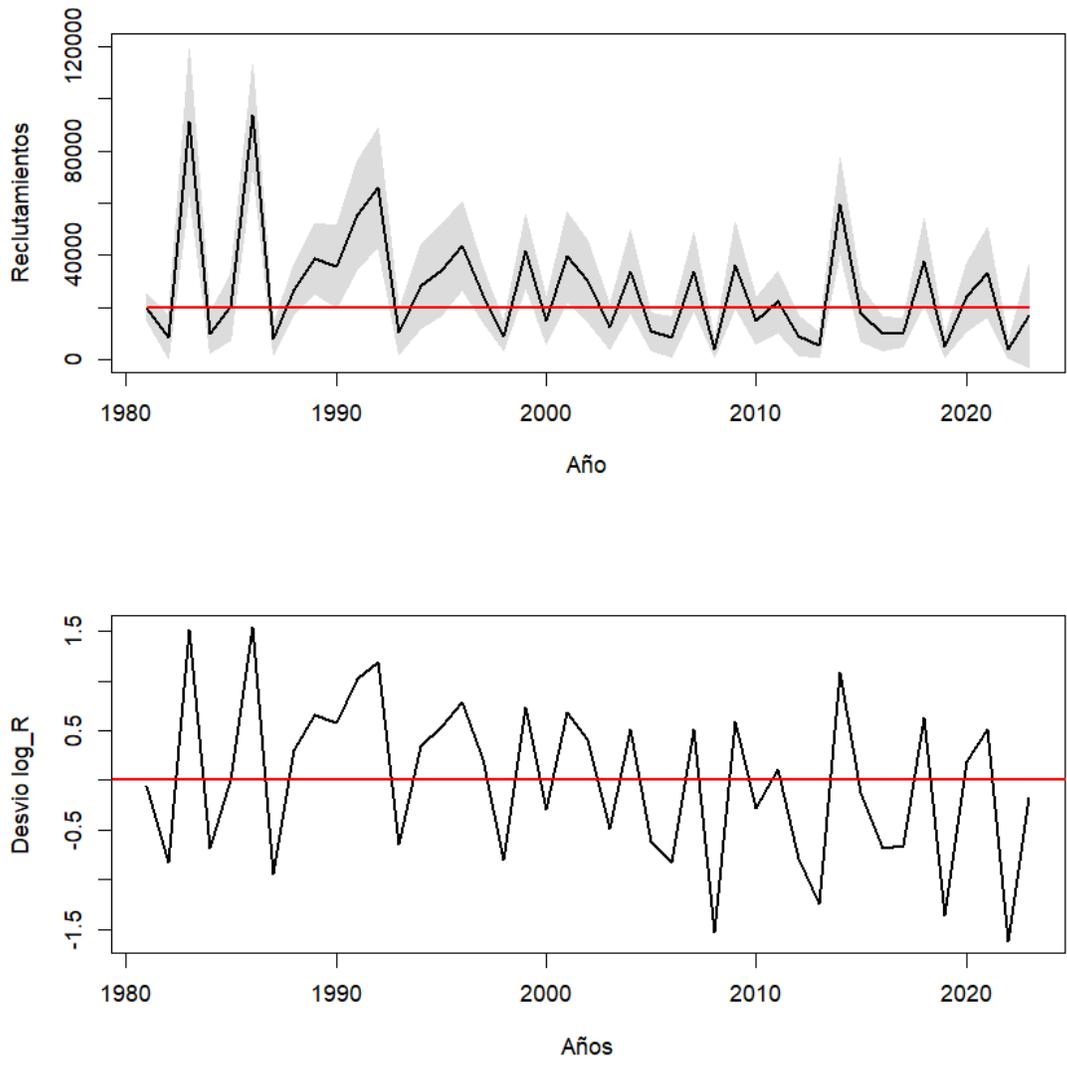


Figura CHC16. Reclutamientos anuales-anales y anomalía de sus desviaciones en Chuhueco.

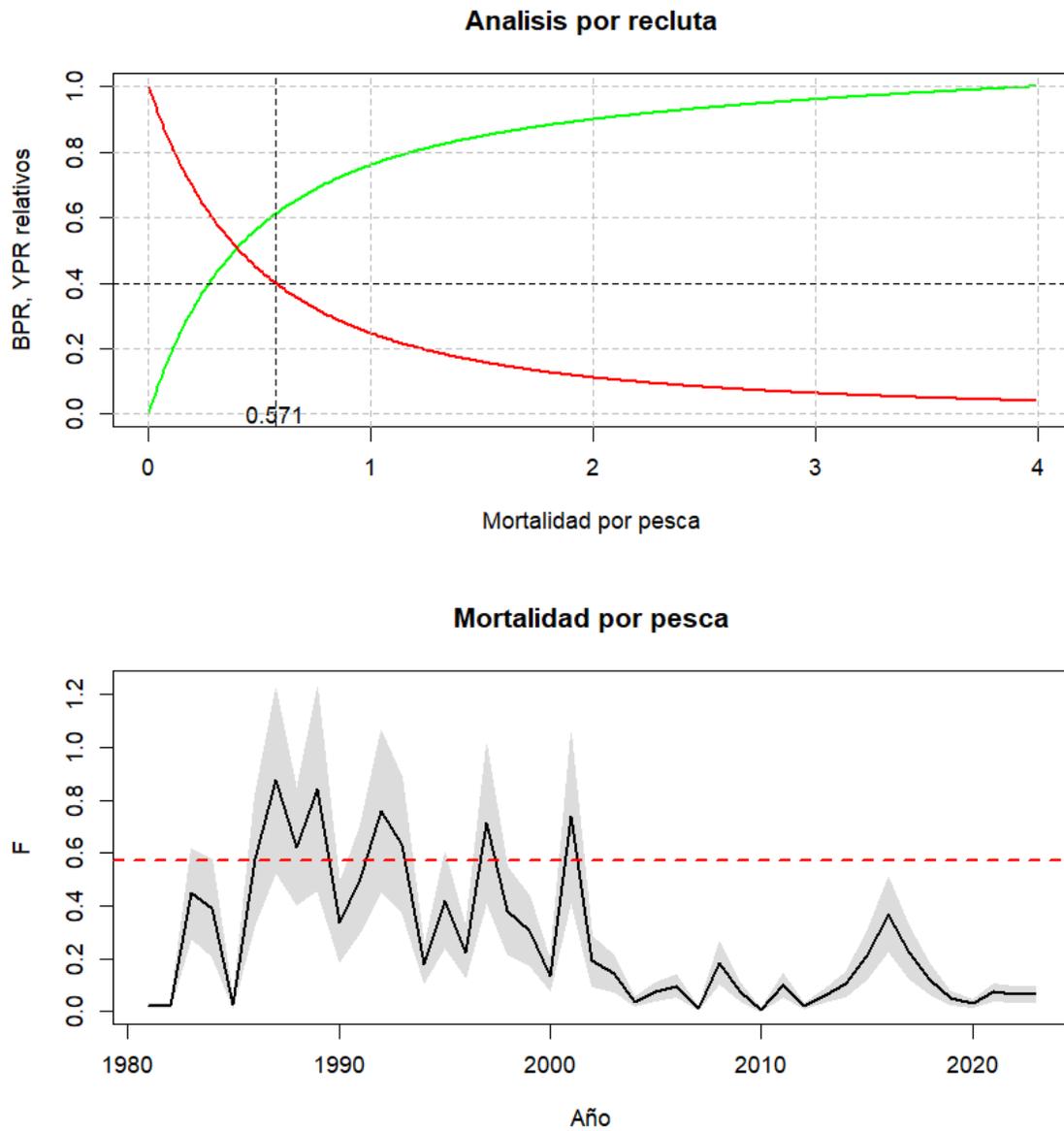


Figura CH17. Curvas de equilibrio de rendimiento y biomasa por recluta, mortalidad de referencia en el MSY y mortalidad por pesca anual

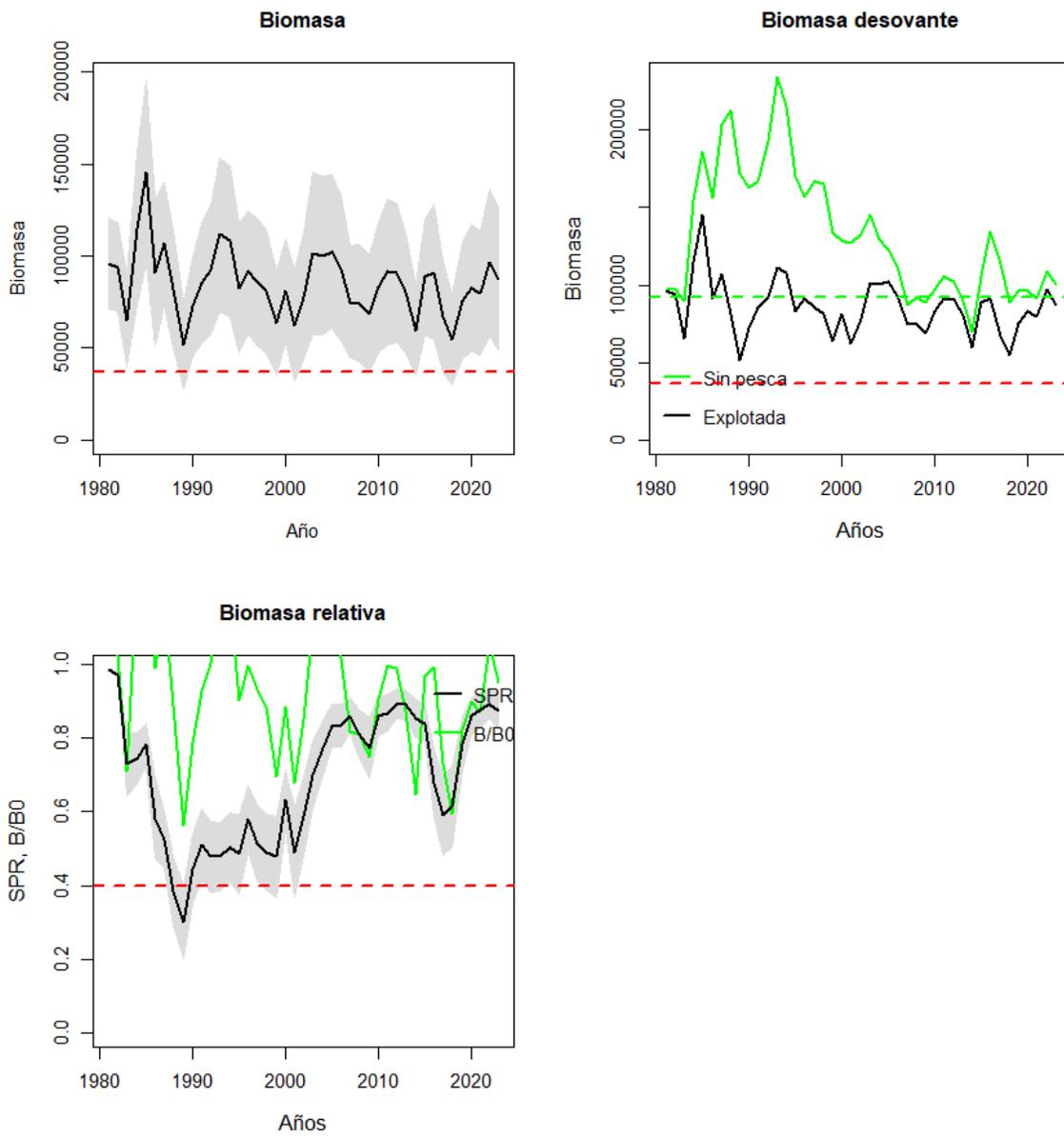


Figura CHC18. Variación anual de la biomasa desovante con y sin pesca, y de la tasa de potencial reproductivo/biomasa relativa en Chuhueco.

B/Brms= 2.38 (risk_SE= 0) F/Brms= 0.12 (risk_SP= 0)

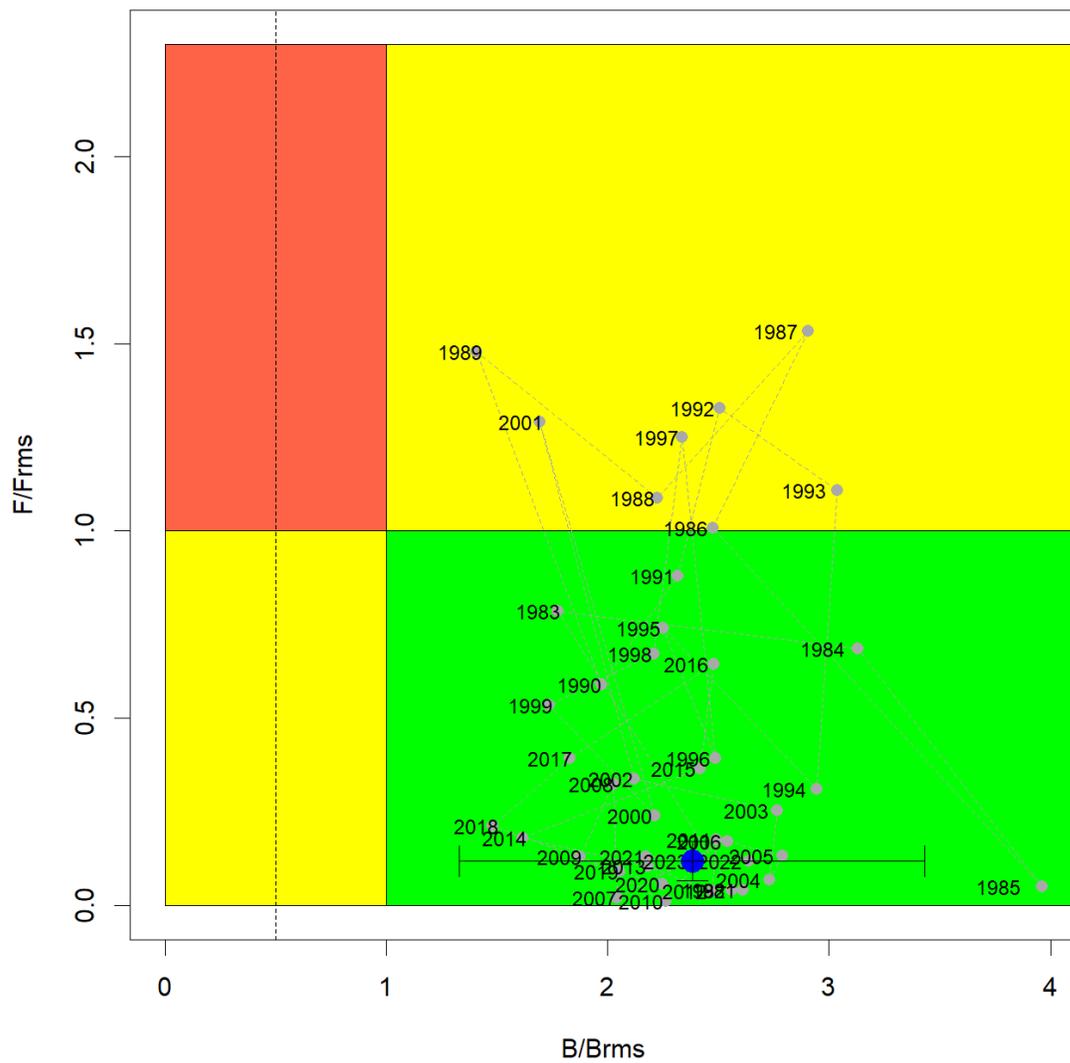


Figura CH19. Diagrama de Kobe en Chuhueco.

Tabla CH7. Estimaciones de biomasa adulta, reclutamiento, mortalidad por pesca, reducción de biomasa adulta virginal y razón de potencial reproductivo (SPR) de Chuhueco.

Año	Biomasa	R_R0	Fcr	F_Fmrs	B_Brms	B_B0	SPR
2001	62214	1.97	0.74	1.29	1.69	0.68	0.49
2002	77899	1.51	0.19	0.34	2.12	0.85	0.59
2003	101593	0.62	0.14	0.25	2.76	1.11	0.70
2004	100316	1.68	0.04	0.07	2.73	1.09	0.77
2005	102482	0.54	0.08	0.13	2.79	1.12	0.83
2006	93373	0.44	0.10	0.17	2.54	1.02	0.83
2007	75045	1.68	0.01	0.02	2.04	0.82	0.86
2008	74478	0.21	0.18	0.32	2.03	0.81	0.81
2009	68858	1.81	0.07	0.13	1.87	0.75	0.77
2010	83179	0.75	0.01	0.01	2.26	0.91	0.86
2011	91500	1.11	0.10	0.18	2.49	1.00	0.87
2012	90773	0.46	0.02	0.04	2.47	0.99	0.89
2013	80122	0.29	0.06	0.10	2.18	0.87	0.89
2014	59392	2.96	0.10	0.18	1.62	0.65	0.85
2015	88878	0.88	0.21	0.37	2.42	0.97	0.84
2016	91102	0.50	0.37	0.64	2.48	0.99	0.68
2017	67243	0.52	0.22	0.39	1.83	0.73	0.59
2018	54419	1.88	0.12	0.21	1.48	0.59	0.61
2019	75428	0.26	0.05	0.09	2.05	0.82	0.78
2020	82630	1.21	0.03	0.06	2.25	0.90	0.86
2021	79833	1.67	0.07	0.13	2.17	0.87	0.88
2022	96889	0.20	0.07	0.12	2.64	1.05	0.89
2023	87497	0.84	0.07	0.12	2.38	0.95	0.87

Análisis de escenarios y retrospectivo

Una extensión del análisis consideró seis escenarios adicionales de evaluación a fin de evaluar la incertidumbre estructural en la estimación y el diagnóstico de Chuhueco. Los resultados mostraron que, en cualquiera de los casos analizados, la condición de la población de Chuhueco no difiere siendo esta superior a la biomasa de referencia (**Figura CH20, Tabla CH8**). El análisis muestran que de los escenarios S1-S4, el más verosímil (menor log likelihood) corresponde a S4 y elegido como base. En este caso, el coeficiente de capturabilidad del crucero ($q=1.14$) indica que las estimaciones de biomasa estarían sobrestimadas en un 14% respecto del valor verdadero (**Tabla CH9**).

Finalmente, un análisis retrospectivo (S4) indica que al eliminar de manera secuencial los datos de los últimos años, el modelo tiende a sobreestimar la biomasa en un 3% (ρ) y subestimar la mortalidad por pesca en un 4% promedio, niveles de sesgo considerados adecuados según el criterio de Carvalho et al (2021) (**Figura CH21**).

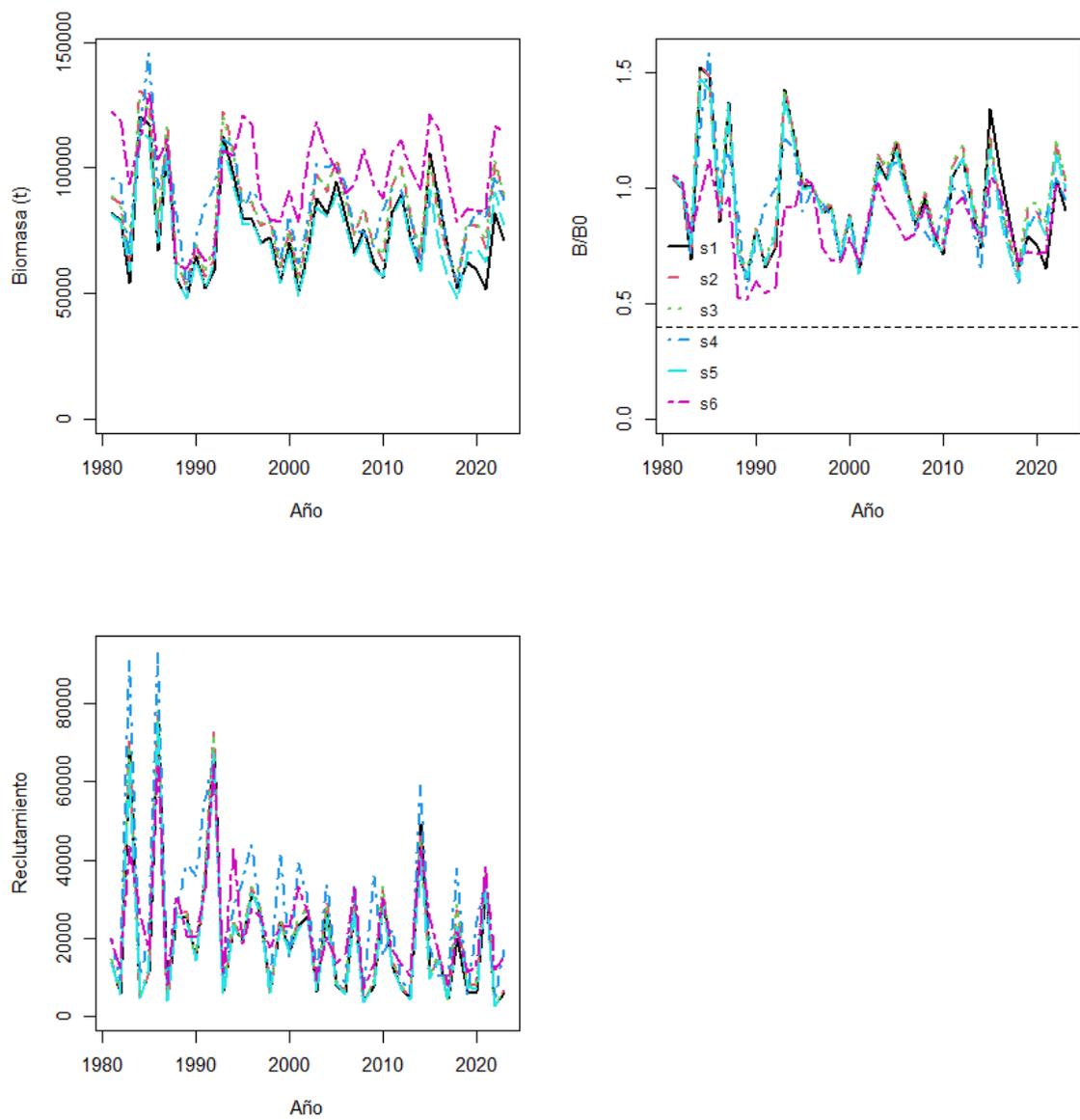


Figura CH20. Biomasa adulta, tasa de potencial reproductivo (SPR) y reclutamientos de Chuhueco para distintos escenarios alternativos de evaluación.

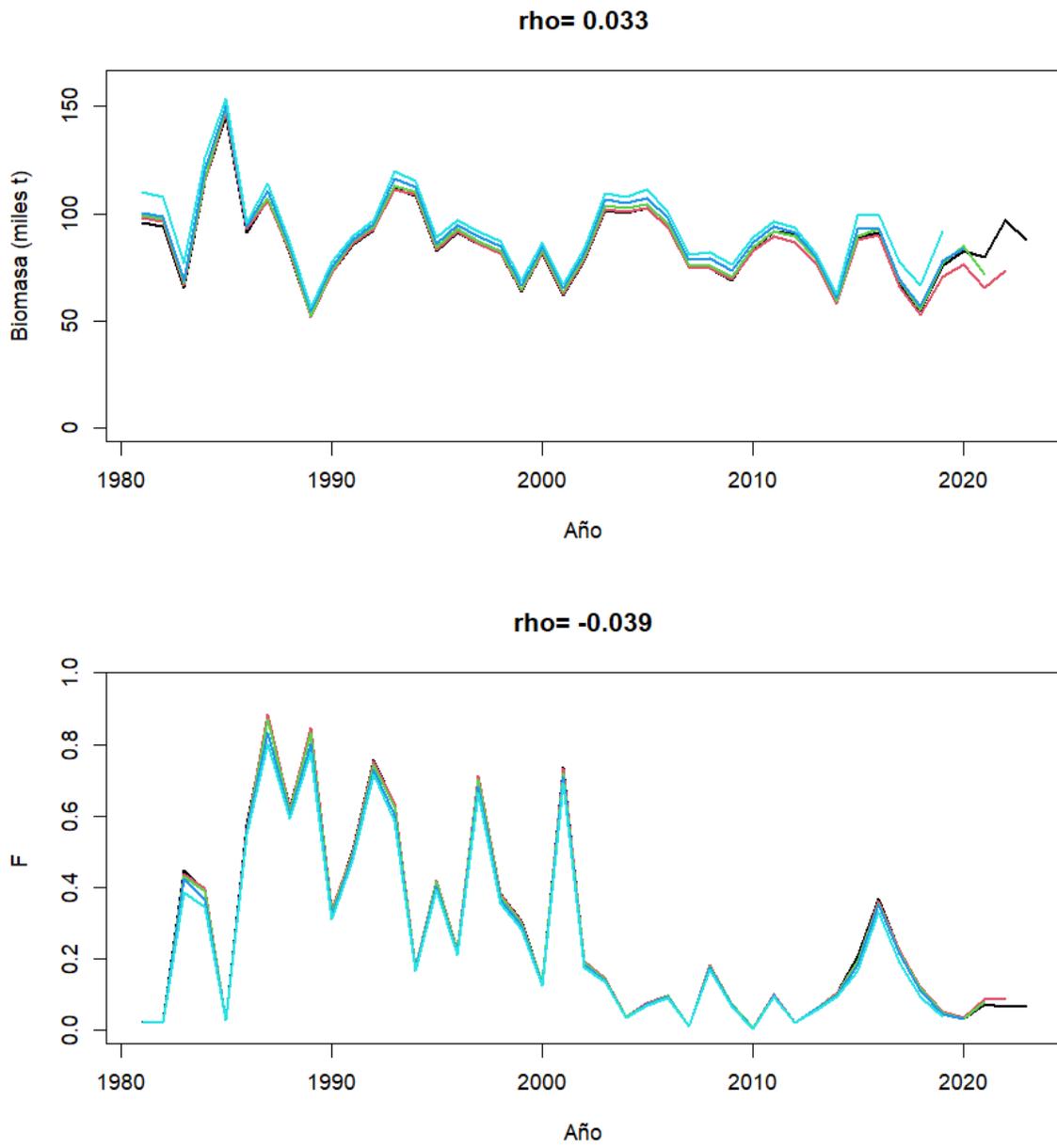


Figura CH21. Análisis retrospectivo y valor del coeficiente rho de Mohn. Chuhueco

Tabla CH8. Log-verosimilitud en escala absoluta (arriba) y relativa al menor valor (abajo) de las fuentes de datos/error en Chuhueco.

Modelo	lcpue	lcru	lcapt	lpropf	lpropc	ltot
S1	54.7	58.4	0.1	3912.8	129.6	4200.5
S2	57.5	0.9	0.1	3909.0	129.7	4140.6
S3	57.6	0.9	0.1	3867.1	128.1	4097.8
S4	61.9	0.8	0.2	3828.2	129.1	4058.5
S5	57.3	0.8	0.2	3866.3	64.4	4033.3
S6	29.4	0.1	0.0	798.0	22.6	867.3

Modelo	lcpue	lcru	lcapt	lpropf	lpropc	ltot
S1	0	58	0	85	1	7
S2	3	0	0	81	2	5
S3	3	0	0	39	0	6
S4	7	0	0	0	1	0

Tabla CH9. Parámetros biológico-pesqueros estimados en los escenarios de evaluación de stock de Chuhueco

Modelo	k	Lo	alfa	beta	q_cru	B_B0	B_Brms	cv_cpue	cv_acus	Grad
S1	0.43	10.38	0.0	0.1	0.94	0.90	2.26	0.34	2.18	5.49E-05
S2	0.43	10.38	0.0	0.1	1.13	1.03	2.58	0.35	0.24	7.62E-05
S3	0.43	10.38	1.45	0.00	1.13	1.05	2.61	0.35	0.25	2.38E-05
S4	0.43	8.875	1.30	0.00	1.14	0.95	2.38	0.36	0.24	1.07E-05
S5	0.43	10.38	1.46	0.00	1.05	0.99	2.49	0.35	0.48	5.62E-05
S6	0.43	10.38	1.49	0.00	1.02	0.99	2.47	0.25	0.07	2.72E-05

4.6 Sardina Redonda (*Etrumeus acuminatus*)

Ajuste del modelo y estimación de parámetros

En la **Figura SR 9** a **SR12** se muestra el ajuste del modelo de evaluación a los distintos conjuntos de datos de Sardina Redonda, mientras el desempeño de los residuales respecto de los supuestos de normalidad se entrega en **Figura SR 13**. Los parámetros del modelo resueltos en escala log (n=84) se reportan en la **Tabla SR 6** y se destaca además el valor del gradiente 2.54E-3 lo que confirma la convergencia del modelo. Si bien los resultados no muestran grandes patrones en los residuales, se destaca la tendencia del modelo a sobreestimar la CPUE de los años más recientes aunque contenidos en los intervalos de confianza, lo que sumado a la falta de ajuste de los años iniciales, redundan en un error promedio RMSE=0.56 mayor a lo recomendado por Carvalho et al (2021). Un mejor desempeño se observa en el ajuste a la señal de la biomasa de cruceros y la talla promedio de las capturas (RMSE<0.3) (**Figura SR 9**).

En términos generales, el modelo tiene a sobreestimar las frecuencia de tallas de las captura en los individuos más grandes (**Figura SR 10**), lo cual podría sugerir que y por cuestiones de menor disponibilidad de los peces grandes, el patrón de selectividad (**Figura SR 14**) podría ser del tipo acampanado. Por su lado, las composiciones de tallas de los cruceros aunque en menor número, muestran una ligera mayor regularidad. Cabe destacar que la variabilidad anual y tendencia de las composiciones de tallas fue mejor reproducida por el modelo bajo el uso de bloques de patrones de explotación anual. En este contexto, se observa que los patrones de explotación de la flota (**Figura SR 14**) se encuentran en torno a la talla de madurez, mientras que en el crucero, se registrarían mayoritariamente peces adultos. Los resultados indican que en las composiciones de tallas de las capturas no habrían más de 5 grupos anuales de edad (**Figura SR 15**), y que la talla de reclutamiento a la población estimada en torno a los 14.5 cm, corresponde a un año antes de alcanzar la talla de primera madurez calculada en torno a los 18 cm (**Figuras SR 14, 15**).

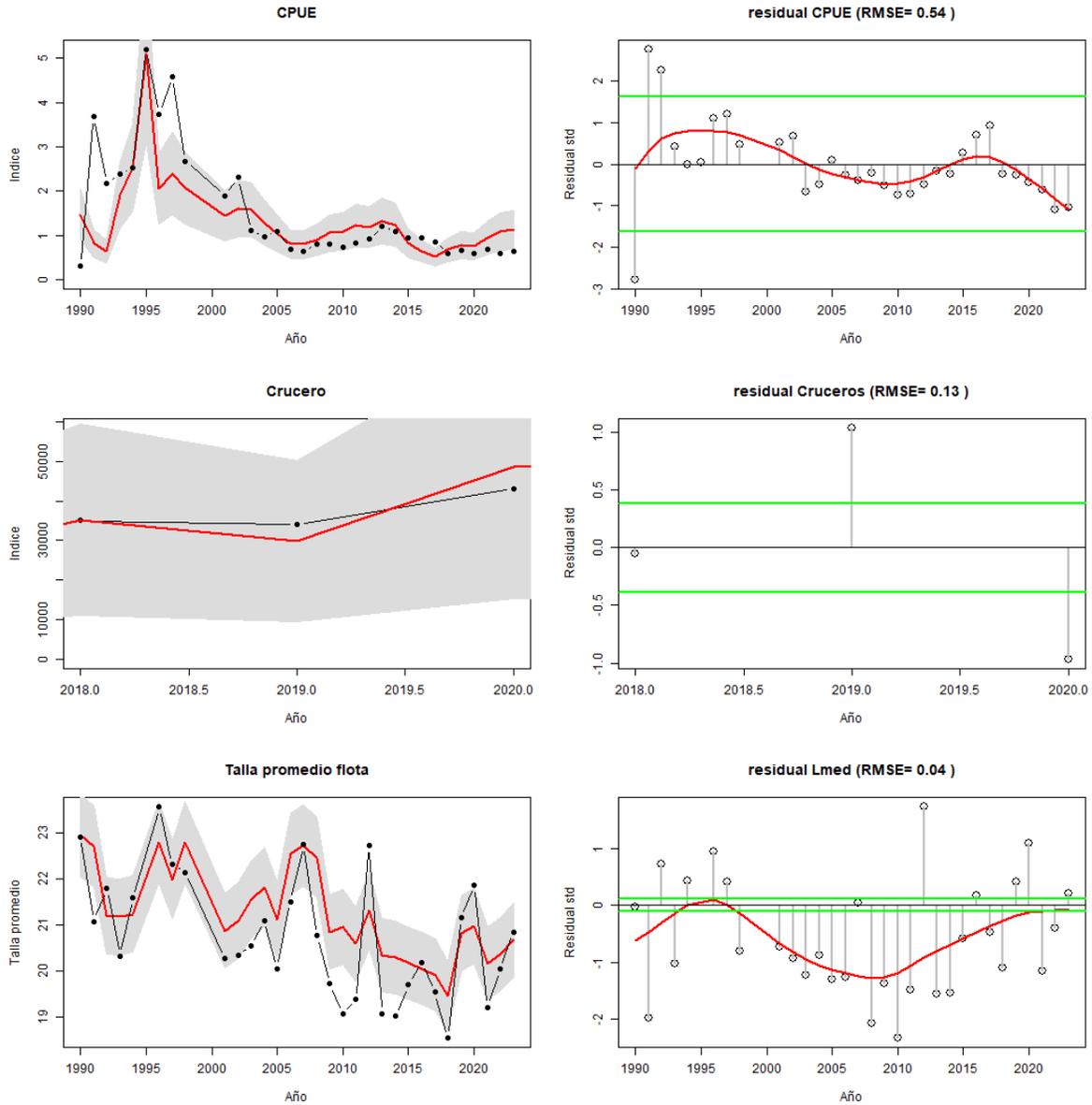


Figura SR 9. Ajuste del modelo (línea roja) a los datos (líneas y puntos negros) de CPUE, biomasa acústica, y talla promedio de los desembarques de Sardina Redonda. La línea verde muestra el rango de confianza de tres veces la desviación estándar (Carvalho et al, 2021)

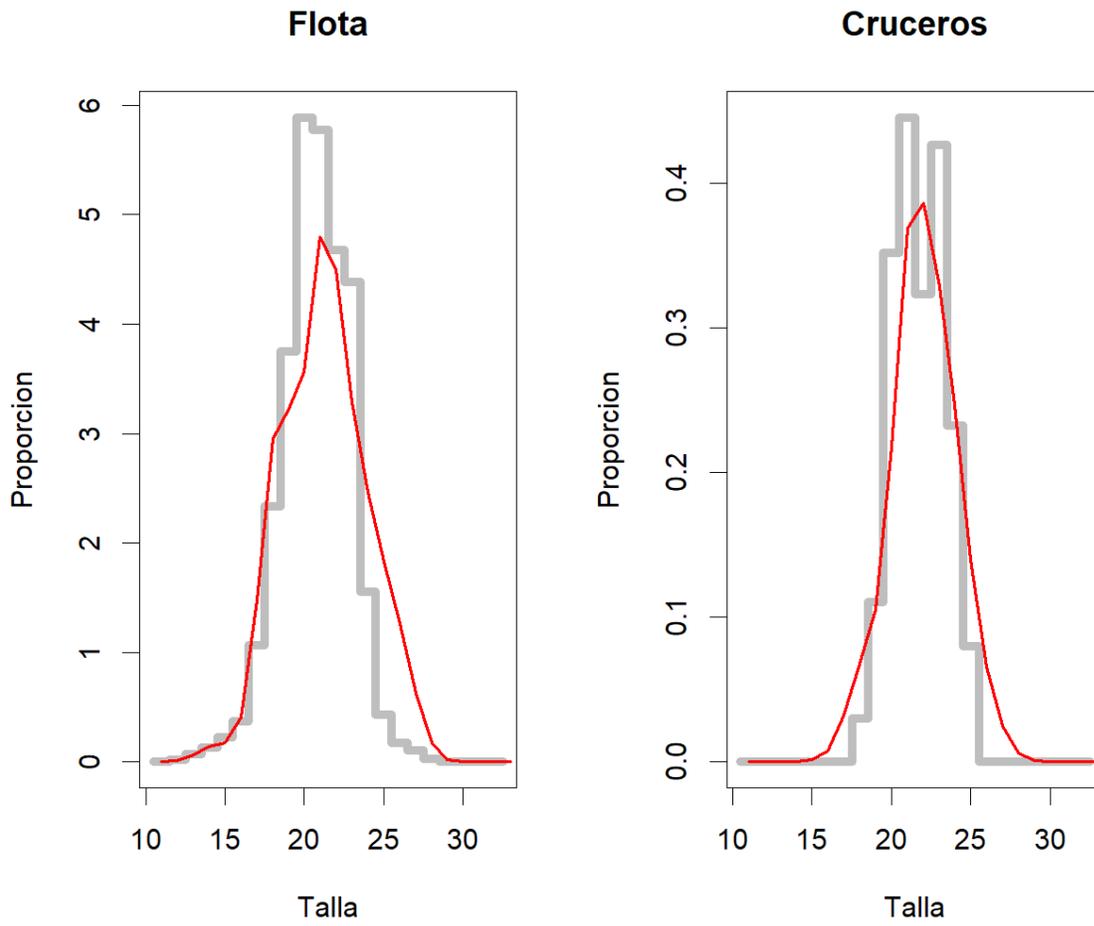


Figura SR 10. Ajuste del modelo a las frecuencias de talla totales de las capturas y cruceros acústicos de Sardina Redonda.

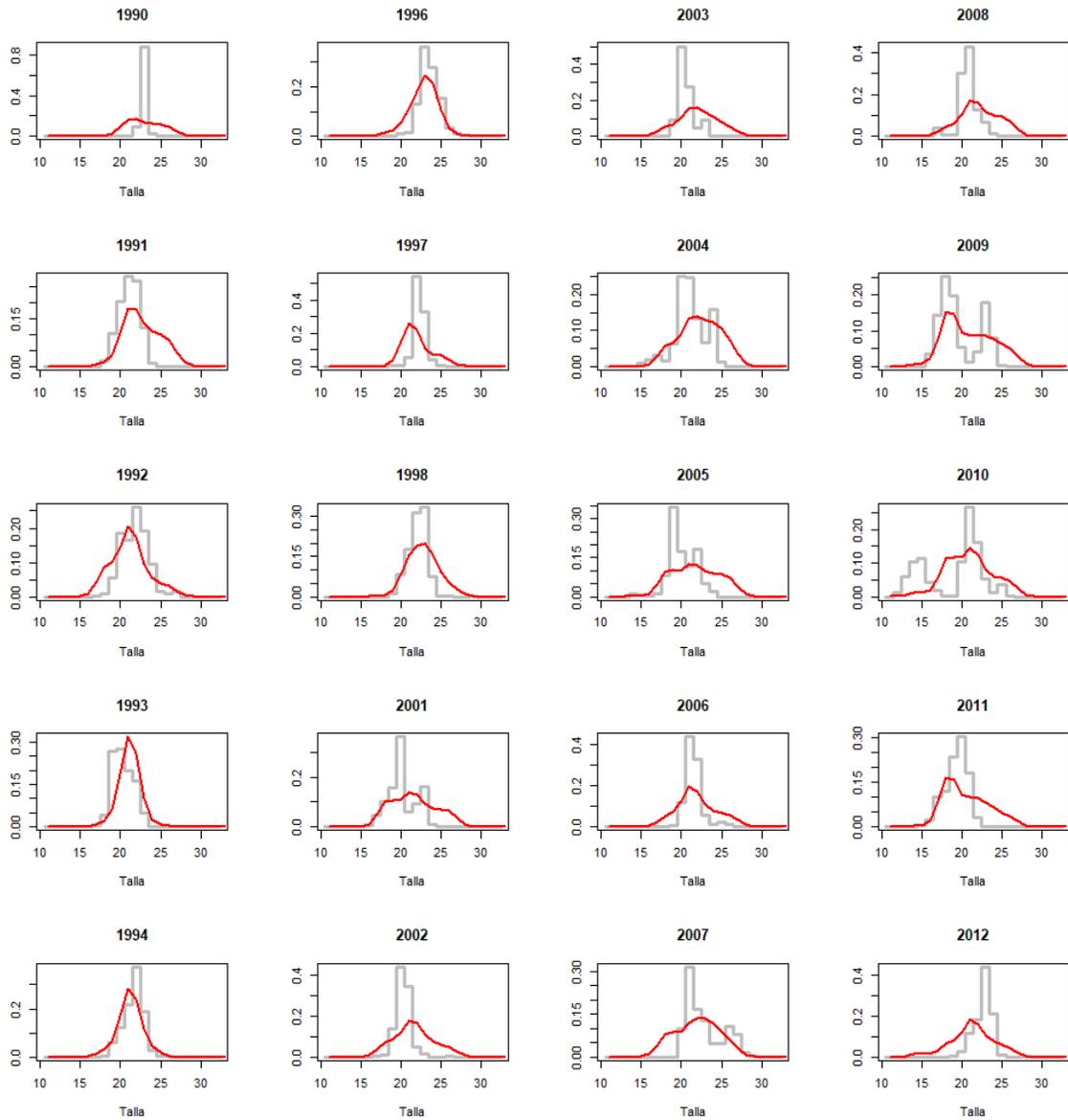


Figura SR 11. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de las capturas anuales de Sardina Redonda.

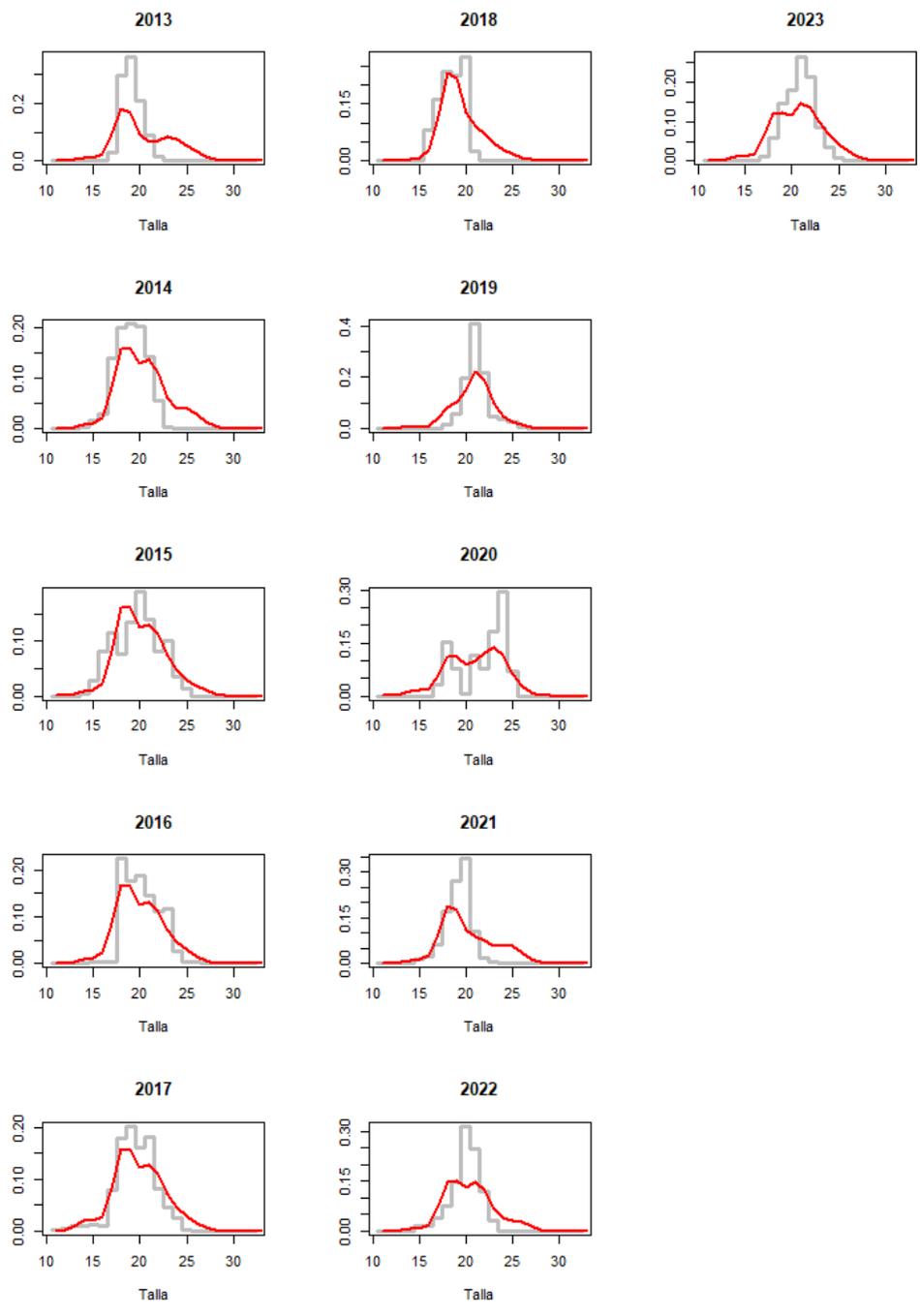


Figura SR 11. (continuación)

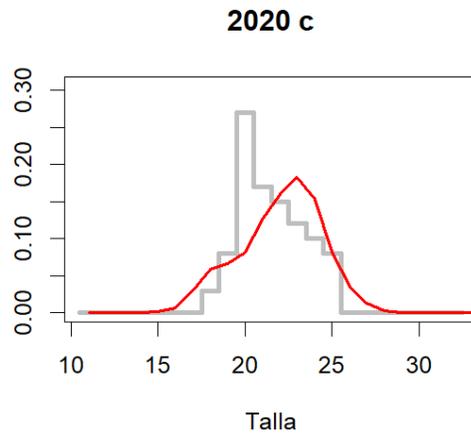
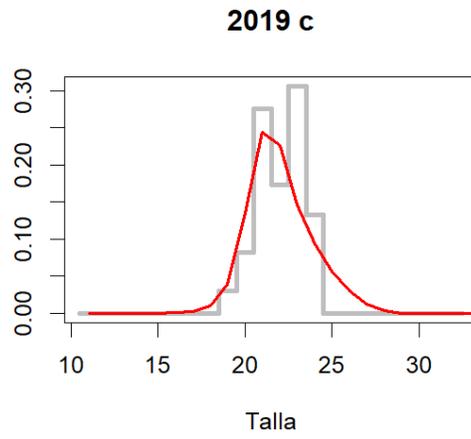


Figura SR 12. Ajuste del modelo a las composiciones de tallas de los cruceros de Sardina Redonda

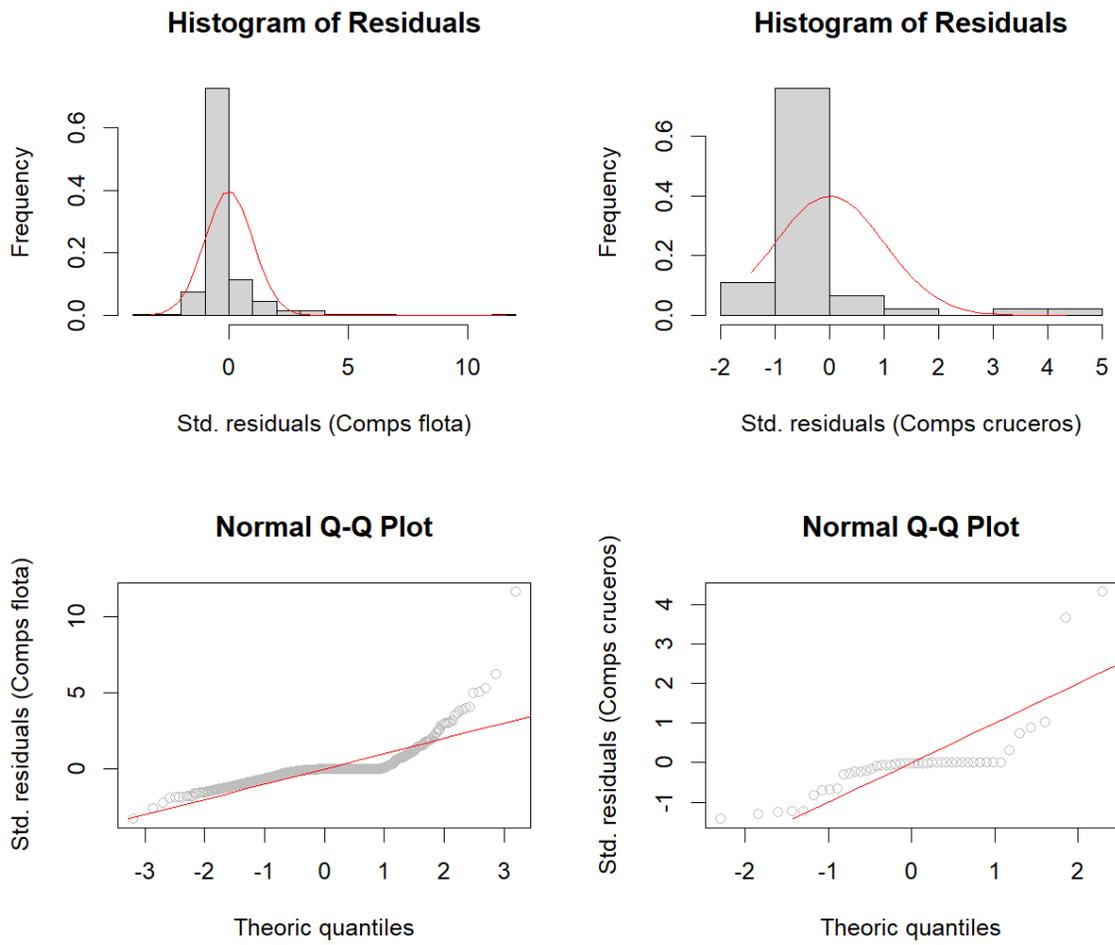


Figura SR 13. Histograma de residuales y diagrama qq-plot de las composiciones de tallas de las capturas (lado derecho) y los cruceros (lado izquierdo).

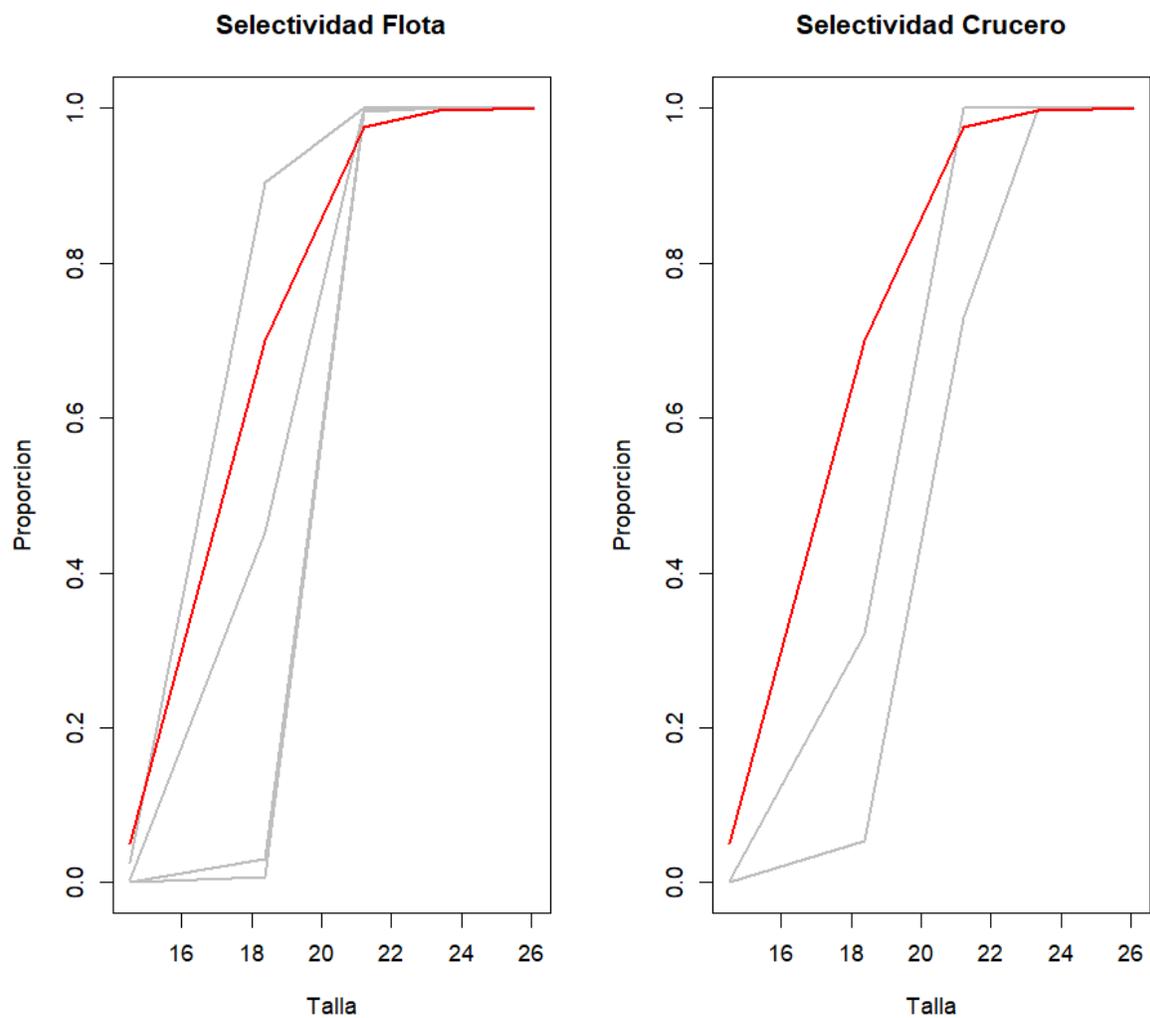


Figura SR 14. Selectividad (líneas grises) de la flota y cruceros acústicos, y proporción de madurez a la talla (línea roja) en Sardina Redonda.

Tabla SR 6. Parámetros del modelo de Sardina Redonda.

```
# Number of parameters = 84 Objective function value = 3628.49820730260 Maximum gradient component =
0.00256707555999005
# log_L50:
3.05646758784781 3.05753992846636 3.02987392387108
# log_sigma1:
0.0409633128863563 0.593217260336575 0.778462724720594
# log_sigma2:
5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620
# log_L50c:
3.08992650418064 3.14479264472081 3.06558299880939
# log_sigma1c:
0.902029247081039 0.531726057387918 0.572897086887782
# log_sigma2c:
5.70378247465620 5.70378247465620 5.70378247465620
# log_Ro:
7.95758904016
# dev_log_Ro:
0.337349550544 1.97693486541 1.68180656394 2.32029294881 0.197597144433 1.04452213964
0.266648811802 -0.346562570093 -0.417130069591 -0.345648614405 0.137835409912 -0.0338573258739 -
0.318270901655 -0.458771645026 -0.0811264738487 -0.780988732217 -0.343849598456 -0.992071327125 -
0.249878392899 -0.506316011910 0.0665827404276 -0.984476274228 0.296449820426 0.311003026767
0.0420061164666 -0.262245940485 -0.464120745290 0.105287653360 -1.11298648971 -0.876530588663
0.0247757017096 -0.0506013796452 -0.354231035125 0.170571622594
# log_F:
-1.37462432512 0.130865350489 -0.0445645905566 0.531256156940 -0.219877465560 -0.519541899351
0.0751508385487 -3.41130104563 -1.17272486578 -1.70903311806 -1.22377542098 -6.40378129313 -
3.51422633410 -2.98277471141 -1.25927457471 -1.09660735604 -3.49244327241 -3.28583442368 -
1.60145470712 -2.48740452931 -2.03292564498 -2.24564658459 -2.29657632354 -1.93665232048 -
0.223795802365 0.00805410029211 -0.441741872680 -0.0712461839934 -1.05148960386 -2.01690254080 -
3.10367845975 -1.59166474207 -1.12590339732 -2.58386689522
# log_qflo:
-9.52632178431
# log_qcru:
1.98932116451
# log_b:
0.00000000000
# log_Linf:
3.38099467434
# log_k:
-1.20397280433
# log_Lo:
2.67414864943
# log_aedad:
0.0863646664612
# log_bedad:
-23.0258509299
# log_M:
-0.510825623766
# log_h:
0.00000000000
```

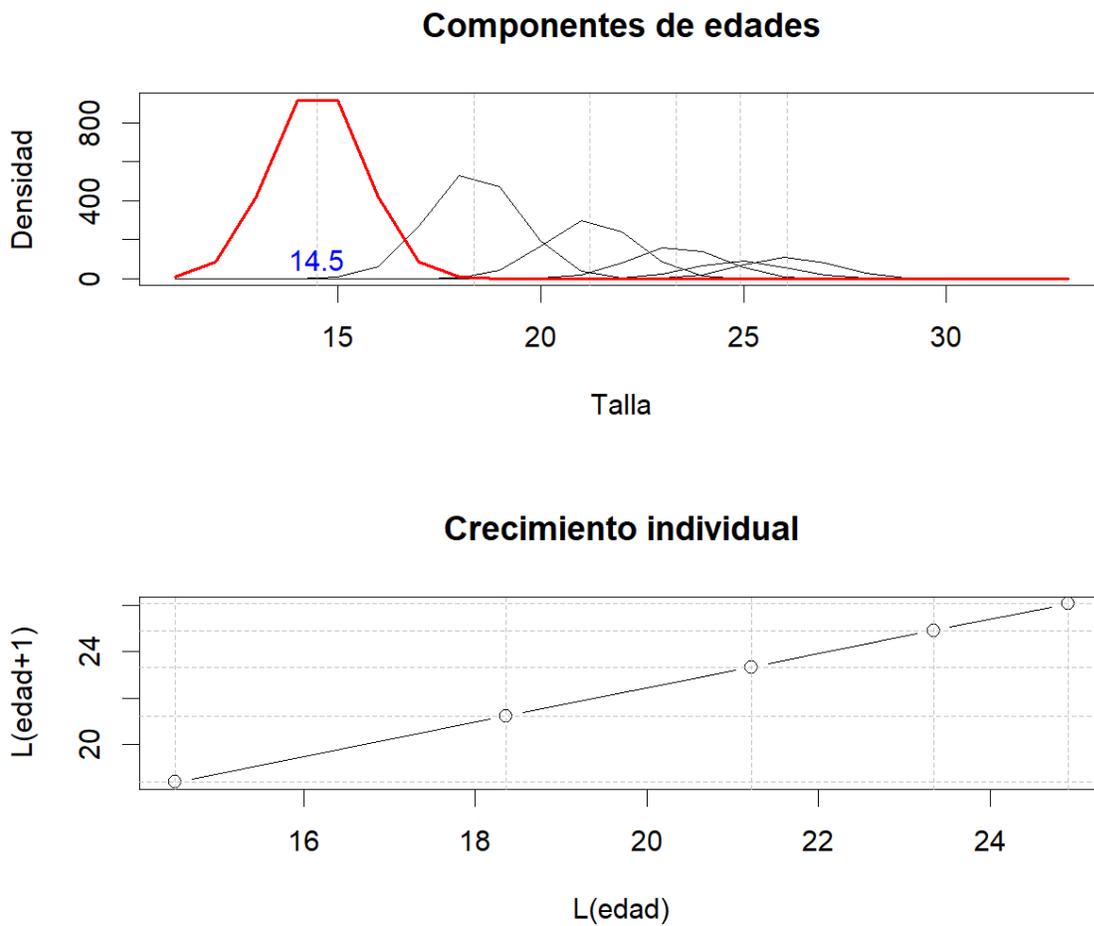


Figura SR 15. Modelo de crecimiento anual por componentes modales en Sardina Redonda. En color azul se indica la talla estimada de reclutamiento.

Variables poblacionales y diagnóstico

La variabilidad de los reclutamientos en sardina redonda se caracteriza por un periodo inicial y hasta 1995 de alta productividad, seguido de anomalías negativas que se mantendrían hasta el año más reciente (**Figura SR 16**). No obstante esto, se observa una tendencia al incremento en las anomalías del reclutamiento desde el 2018. Esta variabilidad es determinante en las estimaciones poblacionales y en el desempeño de la pesquería. En efecto y debido a estos cambios, la mortalidad por pesca ha tenido episodios de sobrepesca en los años antes de 1995, y entre los años 2014-2017. En la mayoría del tiempo analizado, esta variable se ha encontrado por debajo de la mortalidad por pesca de referencia F_{rms} (**Figura SR 17**).

Como consecuencia de lo anterior, se estima que la biomasa ha estado significativamente por sobre biomasa de referencia B_{RMS} , y presentó episodios de sobreexplotación solo en el período 2014-2017, registrando desde este último año un ligero y sostenido crecimiento. Este crecimiento igualmente se refleja en la biomasa adulta que habría existido sin pesca, con un crecimiento motivado por la tendencia de las anomalías del reclutamiento desde el 2018 (**Figura SR 17**). En términos del potencial reproductivo (SPR), los resultados muestran variaciones en torno al 77% de la biomasa adulta que habría existido sin pesca (**Figura SR 18, Tabla SR 7**).

El objetivo de manejo de esta pesquería equivale a cautelar el 40% de la biomasa adulta virginal (Canales y Jurado, 2021), lo cual se traduce en estimaciones de $B_{RMS}=11,8$ mil toneladas, un rendimiento $RMS=8,4$ mil toneladas y $F_{rms}=0.46$ (**Figura SR 17**). De acuerdo con lo anterior, la biomasa adulta estimada en torno 19 mil toneladas equivale al 64% de la biomasa virginal y a un 40% por sobre la biomasa objetivo (B_{RMS}). Los niveles de mortalidad por pesca promedio se estiman un 90% por debajo de la mortalidad por pesca de referencia F_{rms} (**Tabla SR 7**). Sin perjuicio de lo anterior, el diagrama de Kobe y las medidas de incertidumbre indican que no existen riesgos de sobrepesca y sobreexplotación (**Figura SR 19**).

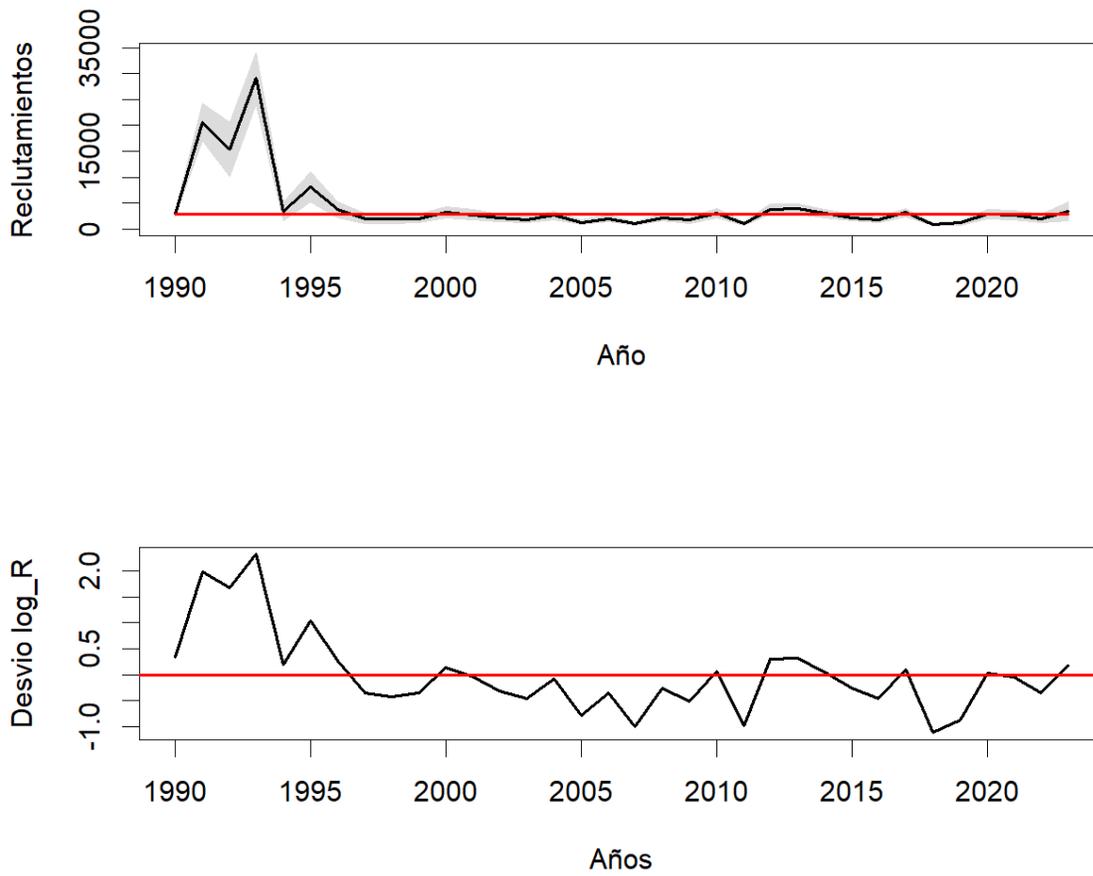


Figura SR 16. Reclutamientos anuales-anuales y anomalía de sus desviaciones en Sardina Redonda.

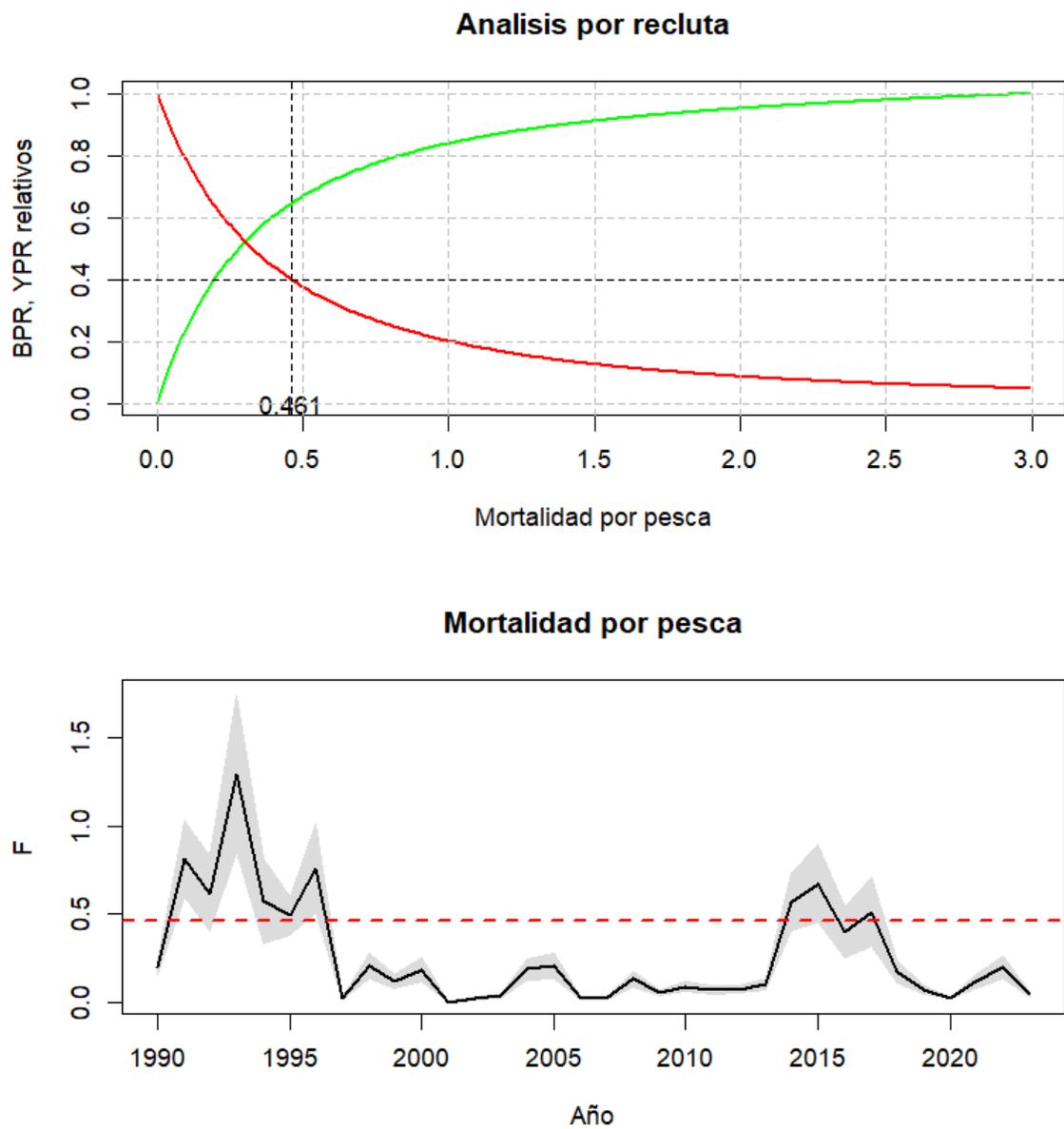


Figura SR 17. Curvas de equilibrio de rendimiento y biomasa por recluta, mortalidad de referencia en el MSY y mortalidad por pesca anual

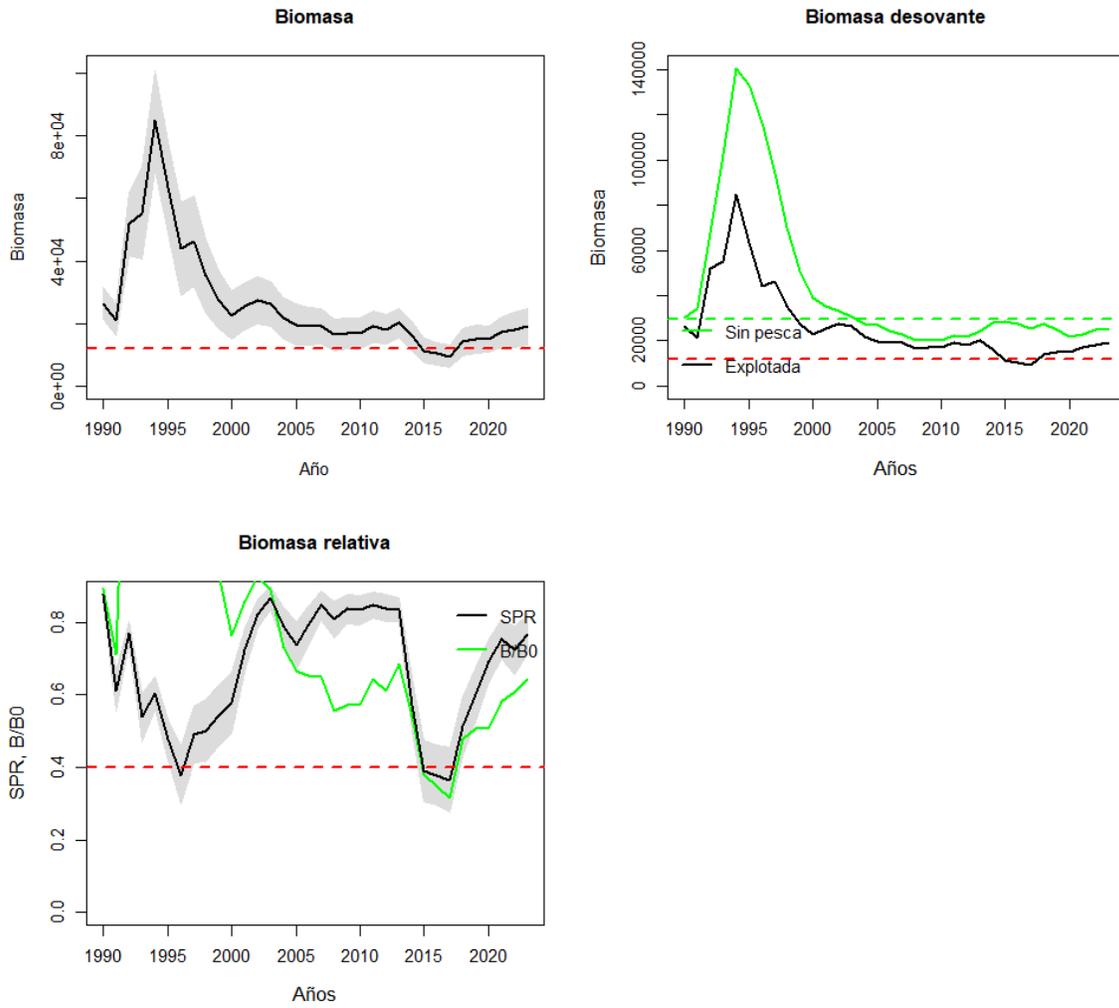


Figura SR 18. Variación anual de la biomasa desovante con y sin pesca, y de la tasa de potencial reproductivo/biomasa relativa en Sardina Redonda.

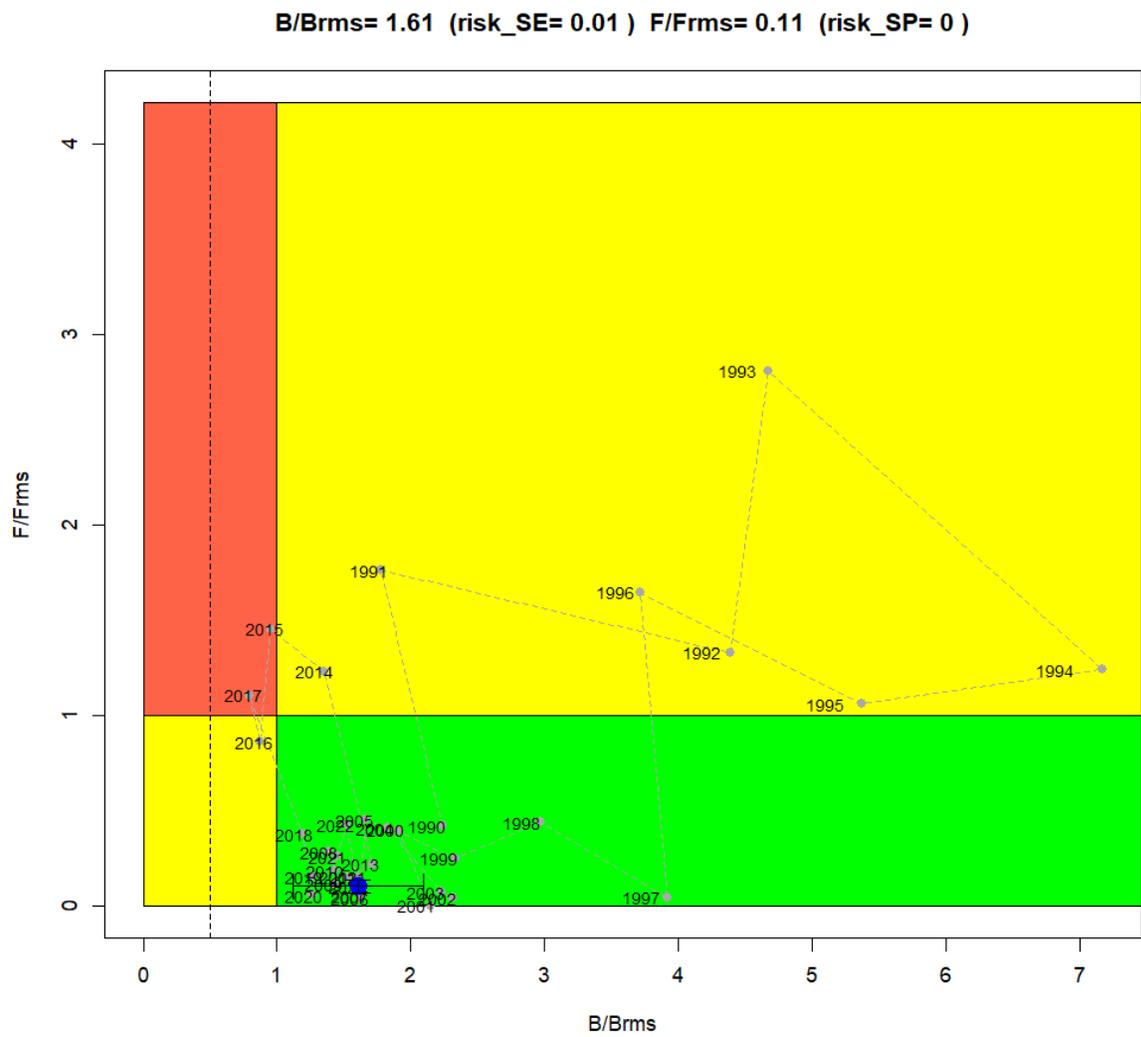


Figura SR 19 Diagrama de Kobe en Sardina Redonda.

Tabla SR 7. Estimaciones de biomasa adulta, reclutamiento, mortalidad por pesca, reducción de biomasa adulta virginal y razón de potencial reproductivo (SPR) de Sardina Redonda.

Año	Biomasa	R_R0	Fcr	F_Fmrs	B_Brms	B_B0	SPR
2001	25374.0	1.04	0.00	0.00	2.15	0.86	0.72
2002	27380.3	0.77	0.02	0.04	2.31	0.93	0.82
2003	26352.7	0.65	0.03	0.08	2.23	0.89	0.87
2004	21612.5	1.02	0.19	0.41	1.83	0.73	0.79
2005	19675.7	0.49	0.21	0.45	1.66	0.67	0.74
2006	19275.4	0.77	0.02	0.04	1.63	0.65	0.79
2007	19216.3	0.39	0.02	0.05	1.62	0.65	0.85
2008	16420.7	0.82	0.13	0.29	1.39	0.56	0.81
2009	16873.7	0.60	0.05	0.11	1.43	0.57	0.84
2010	16955.6	1.10	0.09	0.19	1.43	0.57	0.83
2011	19030.9	0.35	0.07	0.15	1.61	0.64	0.85
2012	18097.1	1.24	0.07	0.15	1.53	0.61	0.84
2013	20243.8	1.18	0.10	0.22	1.71	0.68	0.83
2014	15930.5	0.90	0.57	1.23	1.35	0.54	0.57
2015	11256.7	0.73	0.67	1.46	0.95	0.38	0.39
2016	10319.8	0.64	0.40	0.86	0.87	0.35	0.38
2017	9356.7	1.34	0.51	1.11	0.79	0.32	0.37
2018	14082.3	0.37	0.18	0.38	1.19	0.48	0.51
2019	14987.7	0.44	0.07	0.15	1.27	0.51	0.60
2020	14955.3	1.08	0.03	0.05	1.26	0.51	0.69
2021	17161.9	0.97	0.12	0.26	1.45	0.58	0.75
2022	17957.5	0.67	0.20	0.43	1.52	0.61	0.72
2023	18985.3	1.07	0.05	0.11	1.61	0.64	0.77

Análisis de escenarios y retrospectivo

Una extensión del análisis consideró seis escenarios adicionales de evaluación a fin de evaluar la incertidumbre estructural en la estimación y el diagnóstico de la Sardina Redonda. Los resultados mostraron que, en cualquiera de los casos analizados, la condición de la población de Sardina Redonda no difiere siendo esta mayor a la biomasa de referencia. (**Figura SR 20, Tabla SR 8**). El análisis muestran que de los escenarios comparables más verosímil (menor log likelihood) corresponde a S3 y elegido como base. En este caso el coeficiente de capturabilidad del crucero ($q=1.13$) indica que las estimaciones de biomasa estarían sobreestimadas en un 13% respecto del valor verdadero (**Tabla SR 9**). Otro aspecto a destaca es la desviación de la talla a la edad se estima invariante equivalente un valor es de 1.45 cm (**Figura SR 20, Tabla SR 9**).

Finalmente y considerando el escenario S3 como base, fue analizado su patrón retrospectivo y cuyo resultado indica que, al eliminar de manera secuencial los datos de los últimos años, el modelo tiende a subestimar la biomasa en un 3% (ρ) y sobreestimar la mortalidad por pesca en un 4% promedio, niveles de sesgo considerados adecuados según el criterio de Carvalho et al (2021) (**Figura SR 21**).

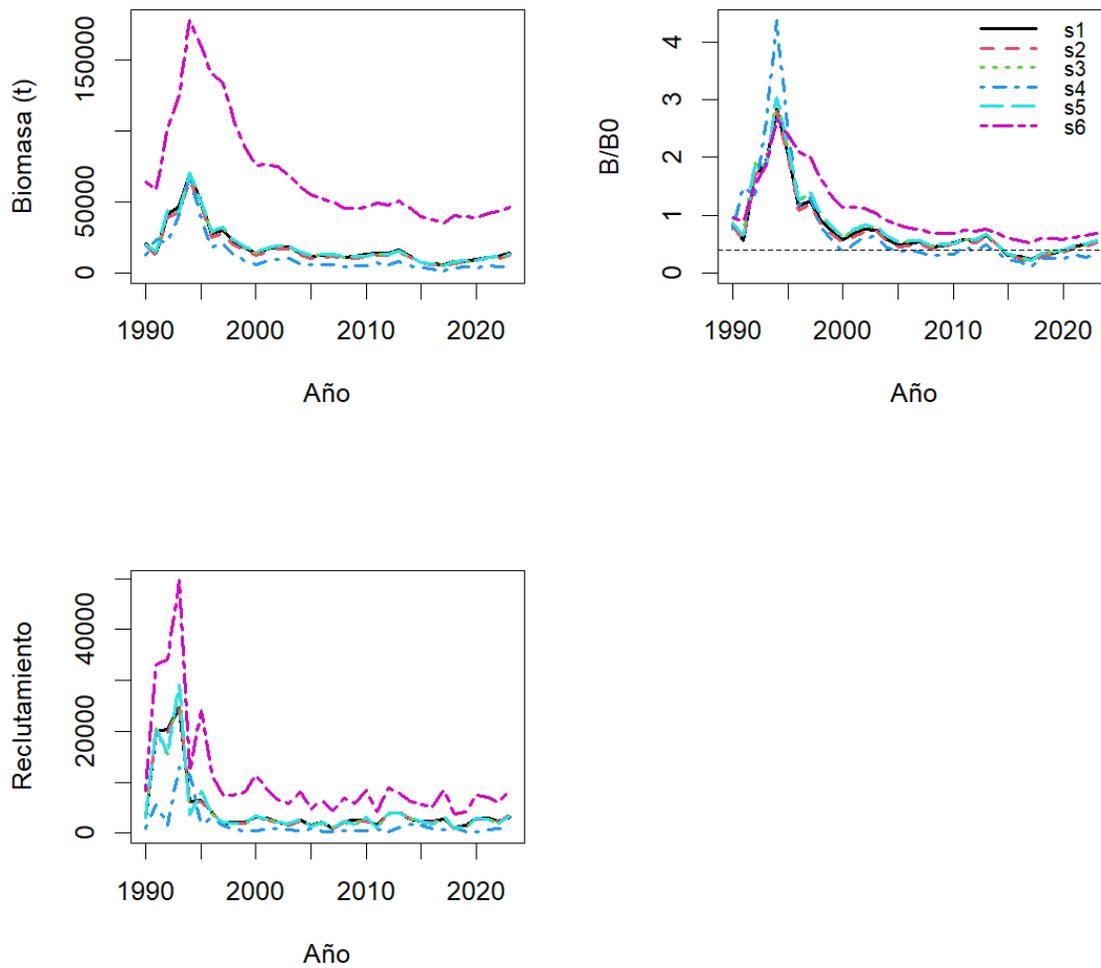


Figura SR 20. Biomasa adulta, tasa de potencial reproductivo (SPR) y reclutamientos de Sardina Redonda para distintos escenarios alternativos de evaluación.

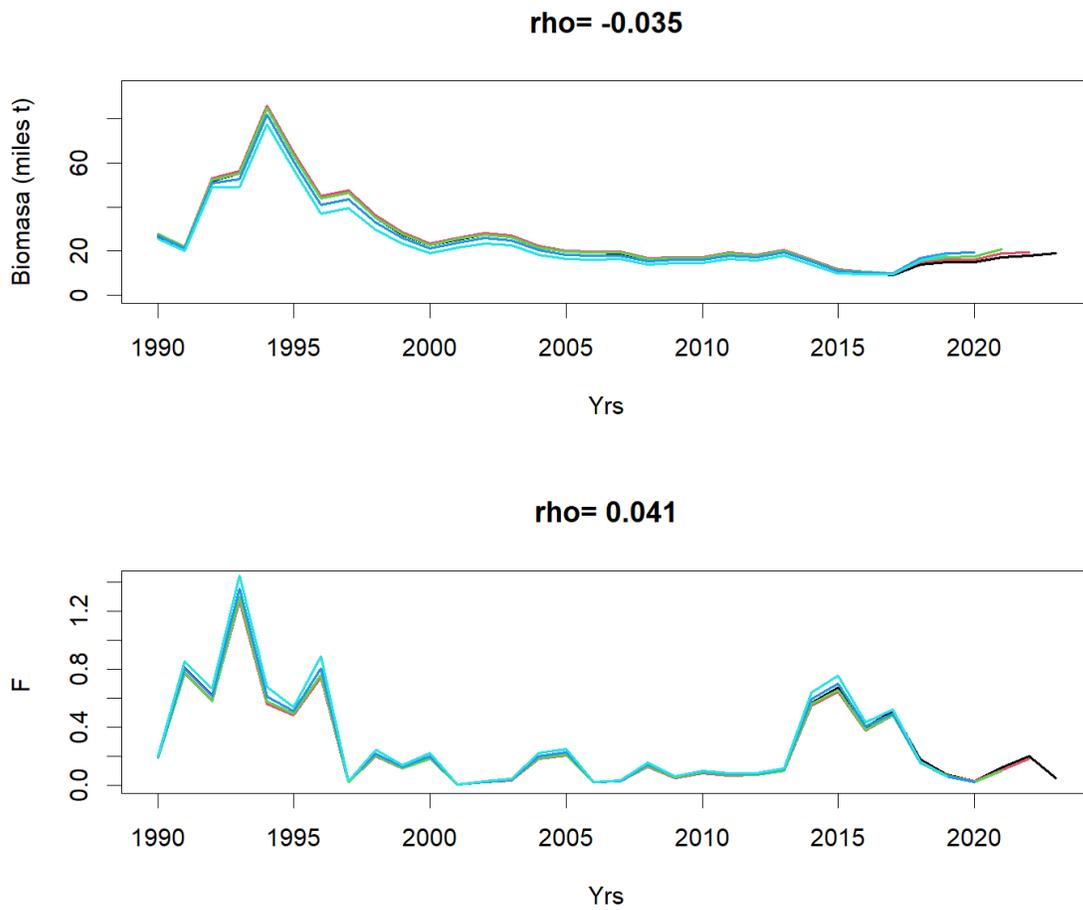


Figura SR 21. Análisis retrospectivo y valor del coeficiente rho de Mohn. Sardina Redonda

Tabla SR 8. Log-verosimilitud en escala absoluta (arriba) y relativa al menor valor (abajo) de las fuentes de datos/error en Sardina Redonda.

Modelo	lcpue	lcru	lcapt	lpropf	lpropc	ltot
S1	110.9	0.5	7.2	4688.2	152.3	5060.3
S2	110.9	0.5	7.2	4688.2	152.3	5060.3
S3	116.1	7.8	3.2	3291.7	123.1	3640.2
S4	117.9	8.3	2.8	3262.9	118.4	3613.7
S5	117.4	4.8	5.5	3276.9	61.4	3571.6
S6	84.6	0.0	0.3	1361.6	42.1	1555.1

Modelo	lcpue	lcru	lcapt	lpropf	lpropc	ltot
S1	0	0	4	1425	34	1447
S2	0	0	4	1425	34	1447
S3	5	7	0	29	5	27
S4	7	8	0	0	0	0

Tabla SR 9. Parámetros biológico-pesqueros estimados en los escenarios de evaluación de stock de Sardina Redonda.

Modelo	k	Lo	alfa	beta	q_cru	B_B0	B_Brms	cv_cpue	cv_acus	Grad
S1	0.30	14.50	0.10	0.01	6.82	0.56	1.39	0.53	0.25	2.7E-05
S2	0.30	14.50	0.10	0.01	6.82	0.56	1.39	0.53	0.25	2.7E-05
S3	0.30	14.50	1.10	0.00	1.20	0.64	1.60	0.55	0.33	1.7E-04
S4	0.30	15.77	1.09	0.00	1.21	0.65	1.63	0.55	0.31	3.0E-04
S5	0.30	14.50	1.09	0.00	1.08	0.59	1.48	0.55	0.35	7.6E-04
S6	0.30	14.50	1.06	0.00	1.23	0.69	1.72	0.47	0.06	1.1E-03

5. Conclusiones

A partir de los resultados obtenidos de la evaluación de stock de los principales recursos pelágicos pequeños del Ecuador al año 2023, se puede concluir lo siguiente:

Botella

- La nueva talla de primera madurez es menor a la previamente empleada, afectando positivamente el diagnóstico del recurso.
- La mortalidad por pesca ha aumentado sostenidamente, superando la mortalidad de referencia en varios años de la última década.
- A pesar de esto, el potencial reproductivo (SPR) se mantuvo en torno al 42% de la biomasa sin pesca.
- La biomasa adulta estimada es de 74 mil toneladas, un 7% por encima de la referencia, y la mortalidad por pesca está por debajo de la referencia.
- Los riesgos de sobrepesca y sobreexplotación se estiman moderados, en 32% y 37% respectivamente.

Pinchagua

- Presenta dos períodos de productividad: uno alto antes de 1998 y otro bajo hasta el presente.
- La mortalidad por pesca se ha mantenido por debajo de la referencia, evitando episodios notables de sobreexplotación de la biomasa.
- La biomasa adulta ha oscilado en torno a la referencia con una tendencia leve al incremento, estimada en 86 mil toneladas, un 23% por encima de la biomasa objetivo.
- La mortalidad por pesca está 82% por debajo de la referencia, indicando prácticamente nulos riesgos de sobrepesca y sobreexplotación.

Macarela

- Dos períodos de cambios en el reclutamiento: alta productividad hasta 1995 y anomalías negativas desde entonces.
- Han habido episodios de sobrepesca, con grandes fluctuaciones en el reclutamiento.
- Desde 2005, la biomasa adulta ha variado cerca del valor de referencia, con una ligera tendencia a la disminución.
- El SPR cayó al 40% de la biomasa sin pesca, y recientemente la biomasa adulta ha caído por debajo del valor de referencia.
- La biomasa adulta estimada es de 352 mil toneladas, un 38% de la biomasa virginal, con mortalidad por pesca 64% por debajo de la referencia.
- Si bien no hay riesgos de sobrepesca, el riesgo de sobreexplotación es del 61%.

Picudillo

- El reclutamiento muestra alternancia cíclica, influyendo en la variabilidad de la biomasa y mortalidad por pesca.
- La biomasa adulta ha sido mayor a la referencia, con un SPR cercano al 60% de la biomasa sin pesca.
- La biomasa adulta se estima en 52 mil toneladas, un 87% de la biomasa virginal, con mortalidad por pesca 19% por debajo de la referencia.
- Los riesgos de sobrepesca y sobreexplotación son bajos, con 3% y 18% respectivamente.

Chuhueco

- Reclutamiento errático sin cambios significativos en productividad.
- Mortalidad por pesca consistentemente por debajo de la referencia desde 2002, con estimados de biomasa por encima de la biomasa de referencia.
- El SPR se mantuvo en torno al 90% de la biomasa sin pesca.
- La biomasa adulta estimada es de 87 mil toneladas, un 90% de la biomasa virginal, con mortalidad por pesca 88% por debajo de la referencia.
- No existen riesgos de sobrepesca ni sobreexplotación.

Sardina redonda

- Alta productividad hasta 1995 seguida de anomalías negativas en el reclutamiento hasta el presente.
- Episodios de sobrepesca antes de 1995 y entre 2014-2017.
- Biomasa adulta se ha mantenido por encima de la referencia, con SPR en torno al 77%.
- La biomasa adulta estimada es de 19 mil toneladas, un 64% de la biomasa virginal y un 40% por encima de la biomasa objetivo.
- Mortalidad por pesca promedio 90% por debajo de la referencia, indicando ausencia de riesgos de sobrepesca y sobreexplotación.

En conclusión, cada recurso presenta un contexto específico de dinámica poblacional y riesgos asociados, con variaciones en la productividad, mortalidad por pesca, y biomasa respecto a los valores de referencia. En general, se identifican distintos grados de riesgo de sobrepesca y sobreexplotación, pero con las medidas de manejo empleadas, la mayoría de los recursos podrán mantenerse dentro de límites biológicamente seguros.

6. Referencias

- Beddington & Kirkwood 2005. The estimation of potential yield and stock status using life-history parameters. *Phil. Trans. R. Soc. B* (2005) 360, 163–170 doi:10.1098/rstb.2004.1582.
- Beverton & Holt 1956. A review of methods for estimating mortality rates in fish populations, with special reference to sources of bias in match sampling. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. Perm. Int. Explor. Mer*, 140: 67-83.
- Canales C. y P. Arana, 2009. Growth, mortality, and stock assessment of the golden crab (*Chaceon chilensis*) population exploited in the Juan Fernández archipelago, Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 37(3): 313 – 326, 2009.
- Canales, C. M., Jurado, V., Peralta, M., Chicaiza, D., Elías, E., Preciado, M., Hurtado, M., Landívar, E., Alemán, C., Sandoval, G. 2019. Evaluación de stock de peces pelágicos pequeños en la costa continental ecuatoriana. Cadenas Mundiales Sostenibles—Informe Científico No. 1. Honolulu: Sustainable Fisheries Partnership Foundation & Instituto Nacional de Pesca. 82 pp.
- Canales, C. M. Peralta y V. Jurado. 2014. Evaluación de la Población de Pinchagua (*Ophistonema* spp.) en aguas ecuatorianas. *Boletín Especial Año 4 N°3*, Instituto Nacional de Pesca del Ecuador INP, ISSN 1390-6690): 50 pp.
- Canales, C. M., y Jurado, V. 2021. Evaluación de stock de peces pelágicos pequeños del Ecuador. Año 2022. Informe Técnico. 116 pp.
- Canales, C. M., y Jurado, V. 2022. Informe sobre Taller de revisión/implementación de mejoras del modelo de Evaluación de stock de los recursos macarela (*Scomber japonicus*) y picudillo (*Decapterus macrosoma*). Año 2022. Informe Técnico. 60 pp
- Canales, C. M., y Jurado, V. 2024. Informe sobre Taller de revisión/implementación de la Evaluación de stock del recurso botella (*Auxis* spp). Año 2023. Informe Técnico. 46 pp.
- Carvalho, F., Winker, H., Courtney, D., Kapur, M., Kell, L.T., Cardinale, M., Schirripa, M., Kitakado, T., Yemane, D., Piner, K., Maunder, M., Taylor, I., Wetzel, C., Doering, K., Johnson, K.F. and Methot, R., A 2021. Cookbook for using model diagnostics in integrated stock assessments, *Fisheries Research*, ISSN 0165-7836, 240, 2021, p. 105959, JRC121483.
- Cahuin, S. M., Cubillos, L. A., Escribano, R., Luis Blanco, J., Ñiquen, M., & Serra, R. 2013. Sensitivity of recruitment rates anchovy (*Engraulis ringens*) to environmental changes in Southern Peru-Northern Chile. *Environmental Development*, 7(1), 88–101. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2013.03.004>
- Clark W. 2002. F35% Revisited Ten Years Later. *North American Journal of Fisheries Management* 22:251–257, 2002.
- Cornejo, P. 2007. Human Development Report 2007 / 2008 Ecuador Case Study: Climate Change Impact on Fisheries Pilar Cornejo. *Human Development*. http://hdr.undp.org/sites/default/files/cornejo_pilar.pdf
- Cubillos L. A., M. J. Cuevas. 2022. Revisión experta de las evaluaciones de stock de las principales especies pelágicas pequeñas en Ecuador. *Boletín Técnico del Centro de Evaluación Pesquera y Manejo de Recursos SpA. CEPMAR*. 56p.
- Francis, R.I.C.C., 2011. Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68, 1124–1138

- Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication www.fishbase.org.version (04/2019).
- Gavaris S, J. Ianelli, 2002. Statistical Issues in Fisheries' Stock Assessments. 18th Nordic Conference on Mathematical Statistics, Grimstad, Norway, June 2000. 23 p. <https://doi.org/10.1111/1467-9469.00282>.
- Patterson, K. y M. Santos. 1990. Dinámica Poblacional de la pinchagua (*Opisthonema* spp.). Un ejemplo del análisis del stock usando información de temperatura.
- Galecki, A. & Burzykowski, T. (2013), Linear mixed-effects models using R: A step-by-step approach, Springer Science and Business Media, New York.
- Hintonm M and H. Nakano, 1996. Standardizing catch and effort statistics using physiological, ecological, or behavioral constraints and environmental data, with an application to blue marlin (*Makaira nigricans*) catch and effort data from Japanese longline fisheries in the Pacific. IATTC. Bulletin Vol 21, 4: 36p.
- Jiménez, R. 2008. Aspectos biológicos de El Niño en el Océano Pacífico Ecuatorial (Universidad de Guayaquil).
- Jurado, V. 2019. Seguimiento la Pesquería de Peces Pelágicos Pequeños durante 2017. Instituto Nacional de Pesca Ecuador. Presentación pptx. 13pp.
- Ormaza-González, F. I., Mora-Cervetto, A., Mariá Bermúdez-Martínez, R., Armando Hurtado-Domínguez, M., Raúl Peralta-Bravo, M., & Mariuxi Jurado-Maldonado, V. (2016). Can small pelagic fish landings be used as predictors of high-frequency oceanographic fluctuations in the 1-2 El Niño region? *Advances in Geosciences*, 42 (November), 61–72. <https://doi.org/10.5194/adgeo-42-61-2016>
- Punt, A.E., Walker, T.I., Taylor, B.L., Pribac, F., 2000. Standardization of catch and effort data in a spatially-structured shark fishery. *Fish. Res.* 45, 129–145.
- Romero. A, G. Ponce, N. González y V. Jurado. 2021. Estimación hidroacústica de los principales Peces Pelágicos pequeños en el Ecuador y su distribución geoespacial durante enero de 2021. Informe técnico Crucero de prospección hidroacústica y pesca comprobatoria con barcos pesqueros comerciales IPIAP 2021-01-01-PV, 126: 11-30 pp.

Anexos

Anexo 1: Ecuaciones del modelo de evaluación MESTOCK.

Proceso	Ecuación
<u>Sobrevivencia</u> a es la edad y t es el año A+= Edad grupo plus	$N_{a,t} = N_{a-1,t-1} S_{a-1,t-1}$ $N_{A+,t} = N_{A-1,t-1} S_{A-1,t-1} + N_{A,t-1} S_{A,t-1}$ $S_{a,t} = \exp(-Z_{a,t})$
<u>Mortalidad total</u> F_t es el efecto anual o mortalidad por pesca de completo reclutamiento. M es la mortalidad natural y ψ la selectividad	$Z_{a,t} = M + F_t \psi_a$
<u>Selectividad</u> Donde A50 es la edad al 50% de retención y σ el parámetro de dispersión.	$\psi_{a,t} = \begin{cases} \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_1^2}(a - A50)^2\right] & a < A50 \\ \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_2^2}(a - A50)^2\right] & a \geq A50 \end{cases}$
<u>Población inicial</u>	$N_{a=1,t=1} = R_0$ $N_{a,t=1} = N_{a-1,t=1} e^{-Z_{a,t=1}}$ $N_{A,t=1} = N_{a=12,t=1} / (1 - e^{-Z_{a=12,t=1}})$
<u>Reclutamiento</u> BD: biomasa reproductiva, R_0 reclutamiento virginal y BDo biomasa rep. virginal estimada a partir de R_0 .	$N_{a=1,t} = \frac{\alpha BD_{t-1}}{\beta + BD_{t-1}} e^{-\delta_t}$ $\alpha = \frac{4hR_0}{5h-1}; \beta = \frac{(1-h)BD_0}{5h-1}$
<u>Capturas estimadas en edad y año</u>	$\hat{C}_{a,t} = \frac{F_{a,t}}{Z_{a,t}} N_{a,t} (1 - S_{a,t})$
<u>Capturas estimadas por longitudes y año</u>	$\hat{C}_{l,t} = P_{l,a} C_{a,t}$
<u>Probabilidad de la Longitud a la edad</u> Donde: l es la Longitud, L_{00} y k los parámetros de crecimiento (k temporal), σ la desviación de la talla a la edad	$P_{l,a} = \int_{l_1}^{l_2} \exp\left\{-\frac{1}{2\sigma_a^2}(l - L_a)^2\right\} dl$ $L_a = L_{00}(1 - e^{-k}) + e^{-k} L_{a-1}$ $\sigma_a = a + b L_a$

<u>Desembarques en peso</u> w_l es el peso teórico a la Longitud supuesto invariante entre años	$\hat{Y}_t = \sum_l C_{l,t} w_l$
<u>Biomasa parental por año</u> O_l corresponde a la ojiva de madurez sexual a la talla. $dt=0.5$	$BD_t = \sum_l P_{l,a} (N_{a,t}) w_l O_l e^{-dt Z_{l,a}}$
<u>Indices de abundancia (CPUE)</u> q es la capturabilidad y $\Delta=0.5$	$\hat{I}_t = q \sum_l P_{l,a} (N_{a,t} \psi_a e^{-\Delta t Z_{l,a}}) w_l$
<u>Proporción de longitudes en la captura</u>	Capturas: $\hat{p}_{l,t} = \frac{P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}{\sum_l P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}$

Modelo de los errores y función objetivo

Función/fuente	-log-verosimilitud
<u>Índices de abundancia y desembarques</u> σ_l es la desviación estándar del índice o desembarques en escala logarítmica	$-l(I) = \frac{1}{2\sigma_l^2} \sum_l \left(\frac{\log \hat{I}_t}{\log I_t} \right)^2 + cte$
<u>Proporción de la captura por intervalo de longitud</u> corresponde a las capturas por longitud, y n^l es el tamaño de muestra efectivo empleado para las longitudes.	$-l(p) = n^l p_{l,t} \ln \hat{p}_{l,t}$
<u>Función objetivo</u> Estimación bayesiana: Corresponde al negativo de las sumas de log-verosimilitud marginales más el logaritmo de las priors (π).	$\sum l(x) + \sum \pi(\theta)$

Anexo 2: Análisis de varianza del modelo GLM

2.1 Botella

```
Analysis of Variance Table
  npar Sum Sq Mean Sq F value
Year  28 1139.04  40.680  41.186
Zona   2  101.33  50.665  51.295
> summary(modelo1)
Linear mixed model fit by REML ['lmerMod']
Formula: log(Captura) ~ Year + Zona + (1 | buque)
Subset: aux

REML criterion at convergence: 84963.5

Scaled residuals:
  Min    1Q  Median    3Q   Max
-2.7985 -0.7287 -0.0031  0.7235  3.2276

Random effects:
Groups  Name      Variance Std.Dev.
buque   (Intercept) 0.06908  0.2628
Residual                0.98770  0.9938
Number of obs: 30031, groups: buque, 4
```

2.2 Chuhueco

```
Analysis of Variance Table
  npar Sum Sq Mean Sq F value
Year  39 598.11  15.336  16.826
Zona   2  30.29  15.144  16.616
> summary(modelo1)
Linear mixed model fit by REML ['lmerMod']
Formula: log(Captura) ~ Year + Zona + (1 | buque)
Subset: aux

REML criterion at convergence: 15702.1

Scaled residuals:
  Min    1Q  Median    3Q   Max
-3.7509 -0.6763  0.0910  0.7314  2.5791

Random effects:
Groups  Name      Variance Std.Dev.
buque   (Intercept) 0.03298  0.1816
Residual                0.91145  0.9547
Number of obs: 5698, groups: buque, 4
```

2.3 Macarela

```
Analysis of Variance Table
  npar Sum Sq Mean Sq F value
Year  39 4596.4  117.86  110.84
Zona   2   315.4   157.68  148.30
> summary(modelo1)
Linear mixed model fit by REML ['lmerMod']
Formula: log(Captura) ~ Year + Zona + (1 | buque)
Subset: aux

REML criterion at convergence: 128047.6

Scaled residuals:
  Min     1Q  Median     3Q      Max
-3.06551 -0.71825  0.02285  0.73259  3.10103

Random effects:
Groups Name      Variance Std.Dev.
buque  (Intercept) 0.06526  0.2555
Residual                1.06327  1.0311
Number of obs: 44116, groups: buque, 4
```

2.4 Picudillo

```
Analysis of Variance Table
  npar Sum Sq Mean Sq F value
Year  20 1760.67  88.034  84.341
Zona   2  210.33  105.164  100.753
> summary(modelo1)
Linear mixed model fit by REML ['lmerMod']
Formula: log(Captura) ~ Year + Zona + (1 | buque)
Subset: aux

REML criterion at convergence: 46509.5

Scaled residuals:
  Min     1Q  Median     3Q      Max
-2.93382 -0.72801  0.00954  0.73356  2.96051

Random effects:
Groups Name      Variance Std.Dev.
buque  (Intercept) 0.1154  0.3397
Residual                1.0438  1.0217
Number of obs: 16112, groups: buque, 4
```

2.5 Pinchagua

```
Analysis of Variance Table
  npar Sum Sq Mean Sq F value
Year  37 471.81  12.752  15.184
Zona   2   53.72  26.859  31.983
> summary(modelo1)
Linear mixed model fit by REML ['lmerMod']
Formula: log(Captura) ~ Year + Zona + (1 | buque)
Subset: aux

REML criterion at convergence: 15403.9

Scaled residuals:
  Min     1Q  Median     3Q      Max
-2.6458 -0.7215 -0.0649  0.6371  4.4434

Random effects:
Groups   Name      Variance Std.Dev.
buque    (Intercept) 0.2281  0.4776
Residual              0.8398  0.9164
Number of obs: 5747, groups: buque, 4
```

2.6 Sardina Redonda

```
Analysis of Variance Table
  npar Sum Sq Mean Sq F value
Year  33 405.92  12.301  13.253
Zona   2  108.90  54.451  58.665
> summary(modelo1)
Linear mixed model fit by REML ['lmerMod']
Formula: log(Captura) ~ Year + Zona + (1 | buque)
Subset: aux

REML criterion at convergence: 8577.2

Scaled residuals:
  Min     1Q  Median     3Q      Max
-2.93886 -0.72490 -0.01695  0.70079  2.95437

Random effects:
Groups   Name      Variance Std.Dev.
buque    (Intercept) 0.05921  0.2433
Residual              0.92817  0.9634
Number of obs: 3090, groups: buque, 4
```

Anexo 3: Variación Actividad Reproductiva Macarela (*Scomber japonicus*)

Para este recurso se ha observado cambios en sus patrones de actividad reproductiva. Se ha observado que el ciclo reproductivo correspondiente al periodo de noviembre – febrero, ha tomado una mayor relevancia, siendo enero donde se registra el mayor promedio de IGS (9.5), a partir de marzo los valores empiezan a disminuir disminuyen considerablemente (1,1 – 2), asociados al inicio del periodo de reclutamiento de esta especie (**Figura A**), mientras que desde octubre se registra el inicio del segundo ciclo reproductivo con una menor intensidad de desove.

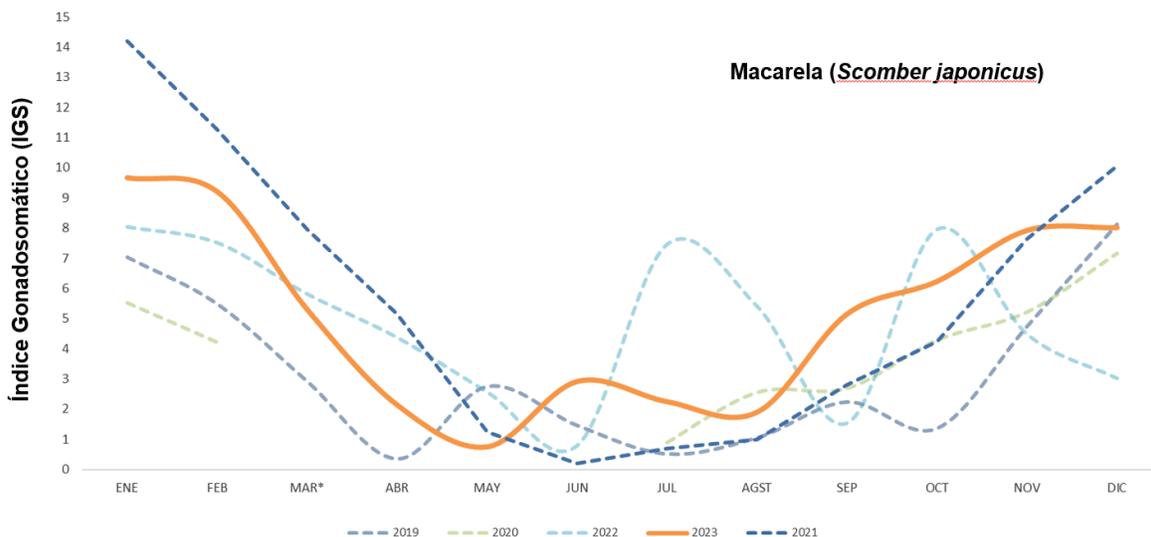


Figura A. Variación Anual del índice Gonadosomático de Macarela, durante el periodo 2019-2013.